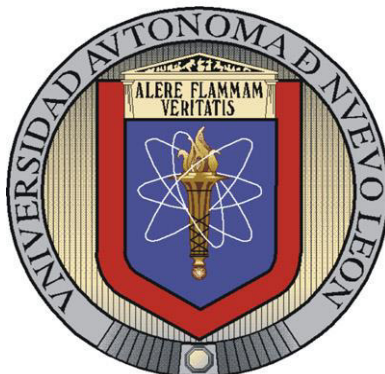


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**ECOLOGÍA DEL PAISAJE DE LA REGIÓN HIDROLÓGICA
PRIORITARIA NO. 53 RÍO SAN JUAN Y RÍO PESQUERÍA
(CONABIO), NUEVO LEÓN, MÉXICO**


TESIS

**PRESENTADA POR
MANUEL TORRES BARAJAS**

**PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS CON ACENTUACIÓN EN
MANEJO Y ADMINISTRACIÓN DE RECURSOS VEGETALES**

MAYO 2018

**ECOLOGÍA DEL PAISAJE DE LA REGIÓN HIDROLÓGICA PRIORITARIA
NO. 53 RÍO SAN JUAN Y RÍO PESQUERÍA (CONABIO), NUEVO LEÓN,
MÉXICO**


Comité de Tesis

DRA. SUSANA FAVELA LARA

Presidente


DR. JOSE IGNACIO GONZALEZ ROJAS

Secretario


DR. ANTONIO GUZMÁN VELASCO

Vocal


DR. ROBERTO MERCADO HERNANDEZ

Vocal


DR. MARCO A. ALVARADO VÁZQUEZ

Vocal

**ECOLOGÍA DEL PAISAJE DE LA REGIÓN HIDROLÓGICA PRIORITARIA
NO. 53 RÍO SAN JUAN Y RÍO PESQUERÍA (CONABIO), NUEVO LEÓN,
MÉXICO**

Dirección de Tesis



Dra Susana Favela Lara

Director

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer especialmente a la Dra. Susana Favela Lara, por el apoyo incondicional brindado durante la elaboración de este trabajo, por su guía y valiosas sugerencias y por todas las facilidades dadas a un servidor, así como por la amistad que surgió durante el mismo.

A los miembros de la comisión de tesis, Dr. José Ignacio González Rojas, Dr. Antonio Guzmán Velasco, al Dr. Roberto Mercado Hernández y al Dr. Marco A. Alvarado Vázquez por los valiosos comentarios y sugerencias para a este trabajo.

Al Dr. Glafiro J. Alanís Flores †, por siempre alentarme en todo, gracias por todo el conocimiento compartido.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por todo el apoyo brindado durante este proyecto, por la otorgación de la Beca No. 239441.

A mis compañeros en el doctorado, que fueron un apoyo incondicional, gracias por esa amistad y grandes momentos.

A todos y cada uno de los que de alguna manera hicieron que este proyecto llegara a buen término.

DEDICATORIA

A mi esposa Mayra Janeth Flores Ramírez

Gracias por tu amor y apoyo incondicional e impulsarme cada día

A mi hija Valentina de María Torres Flores

Gracias por ser la alegría de mi vida

A mis padres

Manuel Torres Morales y Lourdes A. Barajas Martínez

Gracias por su apoyo incondicional durante mi formación y superación profesional

A mis hermanos Alfonso y Lourdes

Gracias por estar siempre apoyándome

A mis sobrinos Gabriel, Josemaría y Sofía

Gracias por su alegría

ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN	1
2 ANTECEDENTES.....	3
2.1 Cambio de uso de suelo.....	3
2.2 Teledetección	4
2.3 Ecología del paisaje.....	5
2.4 Fragmentación y sus consecuencias.....	7
2.4.1 Medición de la fragmentación.....	9
2.5 Conectividad ecológica	10
2.6 Fragilidad Natural	12
2.7 Calidad Ecológica de los Recursos Naturales.....	12
3 JUSTIFICACIÓN	14
4 HIPÓTESIS.....	15
5 OBJETIVOS	16
6 MATERIAL Y MÉTODOS.....	17
6.1 Área de Estudio	17
6.1.1 Recursos vegetales de la RHP	19
6.2 Generación de base de datos 2011.....	20
6.2.1 Teledetección	20
6.2.2 Categorización del Uso de Suelo	25
6.2.3 Cuantificación del uso del suelo.....	25
6.2.4 Tasas de cambio de uso de suelo.....	27
6.2.4 Cadenas de Markov	28
6.2.5 Índice de Vegetación Normalizado	27
6.3 Análisis de Fragmentación	29
6.4 Selección de áreas prioritarias.....	34
7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
7.1 Cambio de Uso del suelo.....	40
7.1.1 Análisis de pérdidas y ganancias.....	46
7.1.2 Dinámica del Cambio de Uso de Suelo.....	51
7.1.3 Tasa de Cambio de Uso de Suelo.....	62
7.2 Densidad de cobertura.....	65
7.3 Fragmentacion.....	74
7.3.1 Estructura a nivel de Paisaje.....	74
7.3.2 Estructura a nivel de Clase	76
7.3.3 Distribución espacial del cambio de uso de suelo.....	85
7.3.4 Índice de Fragmentación	88
7.4 Áreas Prioritarias y red de conectividad estructural.....	89
7.5 Calidad Ecológica de los Recursos Naturales	91
7.6 Fragilidad de los Recursos Naturales	95
7.7 Políticas de Ordenamiento Ecológico	97
8 CONCLUSIONES	101
9 BIBLIOGRAFÍA	103
ANEXO 1.....	113
10 RESUMEN BIOGRÁFICO	115

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.- Escenas del sensor LANDSAT empleadas en el presente trabajo.....	21
Tabla 2.- Sistema jerárquico de clasificación del uso del suelo (modificado de Velázquez <i>et al.</i> 2002)	25
Tabla 3.- Categorización del NDVI para determinar la densidad de cobertura vegetal ..	28
Tabla 4.- Ponderación de variables físico-ambientales para la selección de sitios prioritarios	37
Tabla 5.- Representatividad del uso del suelo en el periodo 1976-2011	41
Tabla 6.- Área (km ²) y % de Pérdidas, Ganancias, Cambio Total, Intercambio y Cambio neto por cobertura de uso de suelo para el periodo 1976-1993	46
Tabla 7.- Área (km ²) y % de Pérdidas, Ganancias, Cambio Total, Intercambio y Cambio neto por cobertura de uso de suelo para el periodo 1993-2000	48
Tabla 8.- Área (km ²) y % de Pérdidas, Ganancias, Cambio Total, Intercambio y Cambio neto por cobertura de uso de suelo para el periodo 2000-2011	49
Tabla 9.- Matriz de Cambio de Uso de Suelo en Km ² para los periodos 1976-1993, 1993-2000 y 2000-2011	52
Tabla 10.- Matriz de Probabilidad de Cambio de Uso de Suelo periodos 1976-1993, 1993-2000 y 2000-2011,91	53
Tabla 11.- Área (km ²) y % de Pérdidas, Ganancias, Cambio Total, Intercambio y Cambio neto por cobertura de uso de suelo para el periodo 1976-2011	60
Tabla 12.- Comparación de valor medio del NDVI por categoría de uso de suelo para los periodos 1993-2000, 2000-2011 y 1993-2011.	72
Tabla 13.- Métricas de fragmentación del paisaje de la RHP para los años 1976, 1993, 2000, 2011	74
Tabla 14.- Métricas e índices de fragmentación obtenidos en el análisis del paisaje de las categorías evaluadas durante los periodos 1976, 1993, 2000 y 2011.	78
Tabla 15.- Árbol de decisiones con los criterios rectores para evaluar los niveles de fragilidad	113
Tabla 16.- Árbol de decisiones ampliado con los criterios rectores para evaluar los niveles de fragilidad	113
Tabla 17.- Árbol de decisiones ampliado con los criterios rectores para evaluar los niveles de calidad	114

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Proceso de degradación del paisaje	8
Figura 2.- Área de estudio Región Hidrológica Prioritaria No. 53 “Rio San Juan y Rio Pesquería”	17
Figura 3.- Distribución de Áreas Naturales Protegidas aledañas a la RHP	19
Figura 4.- Histogramas de frecuencia del NDVI de México para compuestos mensuales de imágenes del sensor MODIS	21
Figura 5.- Mosaico de imágenes LANDSAT TM para extracción de zona de estudio ...	22
Figura 6.- Ejemplificación de la segmentación de imágenes para su clasificación	23
Figura 7.- Comparación de firmas espectrales de uso de suelo y vegetación	24
Figura 8.- Composición de color real (RGB- 123) de la RHP a partir de imágenes LANDSAT TM	25
Figura 9 .- Diagrama del Modelo de Evaluación Multicriterio para la selección de sitios prioritarios	39
Figura 10.- Mapa de Uso de suelo y vegetación para la RHP del año 1976	43
Figura 11 .- Mapa de Uso de suelo y vegetación para la RHP del año 1993	44
Figura 12 .- Mapa de Uso de suelo y vegetación para la RHP del año 2011	45
Figura 13 .- Mapa de Uso de suelo y vegetación para la RHP del año 2011	46
Figura 14.- Cambios de cobertura en términos de ganancias y pérdidas durante el periodo 1976-1993, expresado en porcentaje relativo al área total de la RHP	48
Figura 15.- Cambios de cobertura en términos de ganancias y pérdidas durante el periodo 1993-2000, expresado en porcentaje relativo al área total de la RHP	50
Figura 16.- Cambios de cobertura en términos de ganancias y pérdidas durante el periodo 2000-2011, expresado en porcentaje relativo al área total de la RHP	51
Figura 17.- Probabilidad de Cambio/Persistencia de Uso de Suelo durante el periodo 1976-1993. El eje vertical indica la categoría de origen y las barras la probabilidad de permanencia o de cambio hacia otra categoría	55
Figura 18.- Mapa de Persistencia y Cambios de Uso de suelo y vegetación para la RHP del periodo 1976-1993	56
Figura 19.- Probabilidad de Cambio/Persistencia de Uso de Suelo durante el periodo 1993-2000. El eje vertical indica la categoría de origen y las barras la probabilidad de permanencia o de cambio hacia otra categoría	57
Figura 20.- Mapa de Persistencia y Cambios de Uso de suelo y vegetación para la RHP del periodo 1993- 2000	58
Figura 21.- Probabilidad de Cambio/Permanencia de Uso de Suelo durante el periodo 2000-2011. El eje vertical indica la categoría de origen y las barras la probabilidad de permanencia o de cambio hacia otra categoría.	59
Figura 22.- Mapa de Persistencia y Cambios de Uso de suelo y vegetación para la RHP del periodo de 2000-2011.....	60
Figura 23.- Cambios de cobertura en términos de ganancias y pérdidas durante el periodo 1976-2011, expresado en porcentaje relativo al área total de la RHP	61
Figura 24.- Mapa de Persistencia y Cambios de Uso de suelo y vegetación para la RHP del periodo de 1976-2011.....	63
Figura 25.- Tasa de cambio (% anual) de Uso de Suelo periodos 1976-1993, 1993-2000 y 2000-2011	65
Figura 26.- Densidad de cobertura vegetal (km ²) para el periodo 1993-2011	67

Figura 27 .- Valor promedio del NDVI por categoría de uso de suelo para el año 1993.	68
Figura 28.- Densidad de cobertura vegetal (km ²) por categoría de uso de suelo para el año 1993	69
Figura 29.- Valor promedio del NDVI por categoría de uso de suelo para el año 2000..	70
Figura 30.- Densidad de cobertura vegetal (km ²) por categoría de uso de suelo para el periodo 2000	71
Figura 31 .- Valor promedio del NDVI por categoría de uso de suelo para el año 2011.	72
Figura 32.- Densidad de cobertura vegetal (km ²) por categoría de uso de suelo para el periodo 2011	73
Figura 33.- Numero de fragmentos y tamaño promedio del parche para los años 1976, 1993, 2000 y 2011.....	76
Figura 34.- Índice de forma y Densidad de borde del parche para los años 1976, 1993, 2000 y 2011.....	77
Figura 35.- Numero de fragmentos por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011	80
Figura 36.- Tamaño promedio del fragmento (ha) por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011	81
Figura 37.- Índice de Diversidad de Shannon e Índice de Equitatividad para los años 1976, 1993, 2000 y.....	82
Figura 38.- Índice de forma por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011	83
Figura 39.- Densidad de borde por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011	84
Figura 40.- Distancia al vecino más cercano por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011	85
Figura 41.- Distribución media espacial de cada una de las coberturas para el año 1976	87
Figura 42.- Distribución media espacial de cada una de las coberturas para el año 2011	88
Figura 43.- Índice de fragmentación por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011	90
Figura 44.- Representatividad de áreas prioritarias por categoría de uso de suelo para el año 2011	91
Figura 45.- Red de conectividad estructural propuesta para la RHP	92
Figura 46.- Representatividad de la calidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año	93
Figura 47.- Mapa de la calidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011	94
Figura 48.- Representatividad de la calidad ecológica de los recursos naturales por categoría de Uso de Suelo para el año 2011	95
Figura 49.- Representatividad de la fragilidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011	96
Figura 50.- Mapa de la fragilidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011	97
Figura 51.- Representatividad de la fragilidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011	98

Figura 52.- Representatividad de las políticas ecológicas de ordenamiento propuesta para la RHP para el año 2011.....99

Figura 53.- Mapa de las políticas ecológicas de ordenamiento propuesta para la RHP para el año 2011100

Figura 54.- Representatividad de las políticas ecológicas de ordenamiento por categoría de Uso de Suelo para el año 2011101

RESUMEN

La cuenca del Río Bravo se considera la más importante para Nuevo León y el Noreste de México, ya que sostiene el desarrollo socioeconómico y urbano de esta región, y contempla la Región Hidrológica Prioritaria No. 53 (RHP), uno de los sistemas riparios vitales para mantener equilibrio ecosistémico de la región, sin embargo, debido a los cambios de uso del suelo se han ocasionado problemas y riesgos ambientales. El presente estudio consistió en analizar los cambios espacio-temporales del paisaje en la Región Hidrológica Prioritaria No. 53 (RHP), durante el periodo de 1976 a 2011 con el fin de establecer la dinámica de cambio de uso de suelo para identificar las posibles tendencias de modificación del paisaje. Para ello se empleó el análisis espacial de la cartografía de INEGI e INF. A través del Sistema de Información Geográfica Idrisi Selva se generaron matrices de transición y tasas de cambio para los periodos (1976-1993, 1993-2000 y 2000-2011); así mismo, se analizaron métricas del paisaje que permitieron definir la estructura del paisaje y proponer una red de conectividad estructural. Los tipos de uso de suelo y vegetación más representativos en el año 1976 fueron el matorral (76%), cultivos (19%) y pastizales (2%); sin embargo, en 2011 se observaron cambios significativos en su cobertura, el más afectado fue el matorral registrando una pérdida del 30% de su superficie original y tasas de cambio negativas de 1976 a 2011. Por otra parte, los cultivos y pastizales incrementaron en aproximadamente 15 y 7% respectivamente y mostraron las tasas de cambio positivas más altas debido a la alta actividad agropecuaria de la zona, lo cual indica un proceso de desmatorralización inducido por un incremento en el grado de antropización.

La composición del paisaje de la RHP ha variado denotando una alta fragmentación y reducido su heterogeneidad paisajística, de manera general la forma de los fragmentos es más irregular registrándose un aumento en el Índice de forma (MSI) indicando que a medida que aumenta su valor los fragmentos están perdiendo su forma de núcleo tendiendo a ser más vulnerables; el número de fragmentos decreció en un 25 % aproximadamente (1993-2000) y aumento el tamaño promedio de los mismos (60 %). Por otro lado, las coberturas con mayor impacto fueron los pastizales mostrando un aumento en la superficie así como en el número y tamaño de los fragmentos, tendiendo a ser más

irregulares pero disminuyendo su efecto de borde. Por otra parte, los matorrales fueron los que mayor fragmentación mostraron, presentaron una pérdida de superficie y dispersión a nivel de paisaje, por lo que se recomienda contemplar acciones de mitigación, por ser una de las comunidades que mayor diversidad biológica posee. En el caso de otras coberturas (Área urbana) aumentó su representatividad en el periodo de 1993 incrementando el número de fragmentos y disminuyendo el tamaño de estos, sin embargo dicha se revierte a partir del periodo 2000 indicando un crecimiento y consolidación del Área Urbana.

Palabras clave: Análisis multitemporal, cambio uso de suelo, tasa de cambio, región hidrológica, segmentación de imágenes, SIG, fragmentación, conectividad.

SUMMARY

The Rio Bravo watershed (RBW) is considered one of the most important area in northeast Mexico because its economic and urban development relevance; however, recent pressure by the land use change has led to environmental problems. This study analyzes the spatial and temporal land use changes over time at the Prioritized Hydrologic Region (PHR) No. 54 from 1976 to 2011 in order to understand the dynamics and patterns of land use. The cartographic information from two government agencies (National Institute for Geography a Statistics and the National Forest Inventory) was used. A spatial analysis of cartography was carried out by using the Geographic Information System Idrisi Selva, transition matrixes and change rates were calculated for the time periods 1976-1993, 1993-2000 and 2000-2011. Landscape structure was analyzed by using Patch Analyst and V-LATE extensions for ArcGIS. Several landscape metrics were used so measure the patterns of fragmentation, including: number of patches, mean patch size, shape index, edge density, and mean nearest neighbor, Shannon diversity. In 1976 the most representative land uses were scrubland (76%), agriculture (19%) and grassland (2%); however, in 2011 the most affected land use was the scrubland area, that decreased 30 % and showed the highest negative change rate in all time periods. Agriculture and grassland increased by almost 15% and 7%, respectively, which is explained by the agricultural development and urbanization, promoted the removal of vegetation in scrublands.

The landscape structure and configuration of the RHP has been transformed, undergoing spatial and temporal changes, overall, during the 1976-2011 time period, the patches size is more irregular, in the overall 1976–2011 time period, the patch number (PN) decreased by 30 %, the significant decreased occurred between 1993 and 2000. The mean patch size (MPS) increased by 60 %, indicating that landscape has undergone homogenization. Regarding the shape of patches, the mean shape index (MSI) and edge density (ED) increased from 1976 to 2011, patches became more irregular and complex, the core area was reduced and the perimeter increased, making patches more vulnerable.

On the class scale, Grasslands and Agriculture recorded the greater changes, the number and size of patches increased and became more irregular (MSI). The most fragmented class was Shrublands, the total area occupied decreased by 25 %, the values of MNN index

became higher every time period, and making fragments more sparse and distant. Urban areas increased in number as new urban areas were established; however the MPS index recorded lower values, indicating an expansion of urban areas.

Key words: Multitemporal analysis, land use change, change rate, image segmentation, Hydrologic region, GIS.

1 INTRODUCCIÓN

La subcuenca hidrográfica del Río San Juan perteneciente a la cuenca del Río Bravo es el recurso hídrico más importante que sostiene el desarrollo socioeconómico y urbano del Área Metropolitana de Monterrey y el desarrollo agropecuario y rural de municipios aledaños en la Región Hidrológica Prioritaria No. 53 Río San Juan y Río Pesquería, propuesta por la Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO).

Actualmente el manejo de las Cuencas Hidrográficas en el estado de Nuevo León no ha sido el más bondadoso con la Naturaleza, lo que ha ocasionado problemas y riesgos ambientales, con la presión desmedida en la autorización de cambios de uso del suelo que ha provocado deforestación y erosión, alterando el proceso de recarga de mantos acuíferos que tienen síntomas de sobreexplotación o contaminación por actividades industriales, urbanas y actividad agrícola-pecuaria. El crecimiento de los centros de población es inherente a la cantidad y calidad del recurso agua, su aprovechamiento inadecuado e impactos ambientales, han provocado la fragmentación de hábitats y el desequilibrio en los ecosistemas perdiéndose la conectividad ecológica.

Este proyecto pretende evaluar la cobertura vegetal de las diferentes comunidades vegetales de la cuenca principal del Río San Juan asociada a centros de población, mediante análisis a través de la teledetección por sensores remotos por imágenes de satélite, para diagnosticar el comportamiento de las comunidades vegetales en cuanto a la estructura del paisaje, fragmentación y conectividad ecológica.

La fragmentación de los paisajes naturales debe entenderse como el proceso en que extensas áreas de vegetación forestal reducen su superficie al dividirse en varias manchas más pequeñas por la acción de un agente externo.

Como consecuencia de la fragmentación se produce una reducción y pérdida de todo o casi todo el hábitat natural en el paisaje. Esto ocasiona la separación del hábitat remanente en parches más pequeños y aislados; de esta manera se disminuye progresivamente la diversidad biológica.

En estos casos, si bien existen factores naturales que contribuyen a la fragmentación, es la presión antrópica, por medio de la colonización agrícola y los incendios forestales la causa fundamental de la creciente disgregación de los ecosistemas, al transformar las tierras forestales en espacios de uso agropecuario.

Por otra parte la conectividad es el proceso opuesto a la fragmentación. A escala de paisaje, se ha definido la conectividad como aquel paisaje que facilita o impide el desplazamiento de especies entre los parches. La alta o baja conectividad va estar en función del grado de desplazamiento de las especies entre las manchas de bosque. Un mismo paisaje puede ofrecer una elevada conectividad para algunos organismos

La investigación es importante para derivar estrategias y políticas de conservación y fundamentar el ordenamiento ecológico de la región. El análisis del estatus de las coberturas vegetales significara actualizar en inventario el acervo biótico regional tan necesario para apoyar la toma de decisiones en planes de manejo y de desarrollo municipales.

2 ANTECEDENTES

2.1 Cambio de uso de suelo

La forma en la que se emplea un terreno y su cubierta vegetal se denomina uso de suelo. Los cambios de uso de suelo y la fragmentación del hábitat son considerados dentro de los temas de mayor interés en las disciplinas ambientales, ya que constituyen uno de los factores principales en el cambio climático global y pérdida de biodiversidad afectando los servicios ambientales prestados por los ecosistemas (INE 2005), tales como, la pérdida de la productividad, vulnerabilidad a erosión, deforestación, fragmentación, como resultado de una compleja interacción entre el ser humano y el medio biofísico que actúan sobre un amplio rango de escalas espaciales y temporales.(GLP 2005; Velázquez *et al.* 2001).

La dinámica de cambio de uso de suelo asociada a diversos factores ha aumentado su tasa drásticamente, específicamente en el caso de México cerca de la mitad del territorio ha sido degradado o deteriorado acrecentándose los efectos en los últimos 50 años (Lambin 1994; Rosete *et al.* 2008 ; Challenger *et al.* 2009), particularmente a nivel de cuencas hidrológicas, ha generado preocupación y demanda sobre la protección de la biodiversidad (Casillas 2007), resultando en una regionalización de áreas de evaluación como las Regiones Hidrológicas Prioritarias (RHP)(Arriaga *et al.* 2002).

En 1994 se estimó que el 18% de las masas forestales del país estaban fragmentadas, siendo las selvas las más afectadas por dicha condición en un 25.7% de su extensión y los bosques en un 11.7%; sin embargo para el año 2000 dicha cifra aumento hasta el 40% de los bosques y selvas del país presentaban algún tipo de alteración (SEMARNAT 2001).

Durante el periodo comprendido de 1974 a el año 2000 en la regio de la Llanura Costera el chaparral perdió el 86% de su extensión, el mezquital un 73% y el matorral submontano 32%, así mismo en la Sierra Madre Oriental, el matorral submontano perdió 73%, el bosque de encino 43% y el bosque de oyamel 35% dichos cambios inducidos por la creciente población y expansión de los terrenos dedicados a la producción agropecuaria (Antonio *et al.* 2006).

Particularmente en el estado de Nuevo León la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) dividió el territorio estatal en cuatro regiones administrativas, o Unidades de Manejo Forestal (UMAFOR), dichas regiones están en su mayoría cubiertas por bosques, matorral submontano, matorral espinoso tamaulipeco, los cuales se encuentran afectados ya sea por presentar gran extensión con vegetación secundaria, algún grado erosión apreciable o han cambiado de uso del suelo a áreas agrícolas o pecuarias (Capó *et al.* 2007).

Actualmente existen herramientas como los sensores remotos y modelos basados en distintas reglas de operación de algoritmos a través de los sistemas de información geográfica (Lambin *et al.* 2006) que permiten monitorear y modelar la magnitud para establecer la proyección de escenarios actuales y a futuro de la caracterización cuantitativa de los cambios espaciotemporales de uso de suelo y su cobertura (Lambin *et al.* 2000, 2001), permitiendo definir un marco de referencias de la dinámica y sucesión de los ecosistemas, el diseño de estrategias y políticas territoriales en términos de conservación y manejo sostenible contribuyendo a la toma de decisiones (GLP 2005; Bocco 2007; Pineda *et al.* 2009) que garanticen el uso racional de los distintos recursos naturales (Lambin *et al.* 1999; Ojima *et al.* 1994).

2.2 Teledetección

La palabra teledetección es un término acuñado en los años 60's y designa a cualquier medio o proceso utilizado para obtener información de un objeto (cultivos, área urbana) sin entrar en contacto físico con él, nos permite entender la forma en que los objetos y los fenómenos son detectados, registrados, almacenados y procesados por un sistema-sensor. (Lillesand y Kiefer 1994).

Las imágenes satelitales se definen como una representación visual de los valores de energía electromagnética reflejados por la superficie de la tierra que captura un sensor instalado en una plataforma espacial, dichos datos están formados por un número determinado de píxeles correspondientes a un área geográfica en particular

La segmentación de imágenes, tiene como criterio agrupar en fragmentos, con un rango de selección de 0 a 100, entre más cercano a cero sea el valor, la segmentación de la

imagen será más fina, con un mayor número de agrupaciones; por tanto es necesario tener cuidado en la selección del valor, pues un fraccionamiento muy detallado, hará que la relación existente entre los píxeles con sus características principales se pierda, generando un número N, de objetos de la imagen.

El cálculo de índices de vegetación ha sido una técnica habitual en teledetección, comúnmente utilizada para realzar suelos y vegetación permitiendo relacionar cuantitativamente una estimación con la fisiología de la vegetación, como ocurre con el Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, Normalized Difference Vegetation Index) (Huete et al. 1999). Los valores del NDVI proporcionan una medida relativa de verdor de la vegetación a partir del contraste espectral que se produce entre las bandas (en R: banda del rojo la clorofila refleja poca radiación y en NIR: banda del infrarrojo cercano las hojas reflejan mucha radiación) en donde los valores inferiores o equivalentes a 0 corresponden a suelo desnudo y aquellos cercanos a 1 representan a una superficie saturada de vegetación verde.

El coeficiente de Kappa se puede definir como un estadístico que mide la similitud entre dos metodologías relacionando el acuerdo que exhiben los datos observados respecto a los datos potenciales más allá de que exista un posible azar y se obtiene de la diferencia entre las proporciones entre lo observado y lo esperado al azar.

(Congalton y Green, 1999).

2.3 Ecología del paisaje

Históricamente los sistemas ecológicos han sido estudiados desde muchas perspectivas, dentro de las cuales surgió el estudio de los mismos a nivel de paisaje, el cual, se puede definir como una porción del territorio considerada heterogénea y relativamente extensa, compuesta por un mosaico de tipos de coberturas vegetales, usos del suelo y ecosistemas que interaccionan entre sí (Forman y Gordon, 1986).

La estructura del paisaje se puede describir a través de su concepto básico conocido como mosaico, el cual consta de tres grandes componentes, la matriz, que es definida como el tipo de cobertura predominante en términos de área, continuidad y que ejerce control sobre

los demás elementos del paisaje. El segundo componente estructural del paisaje son los parches o fragmentos, elementos relativamente homogéneos con formas no lineales que difieren en contenido y estructura física. Por otra parte, los corredores, que consisten de parches con formas lineales de un tipo de cobertura en particular cumpliendo la función de conectar los diversos elementos del paisaje (Forman, 1995, Burel y Baudry, 2002).

El estudio del paisaje hace referencia a todo aquello ligado a su estructura, configuración y dinámica espacial, tratando de entender las causas y consecuencias de su configuración espacial variable a distintas escalas (Turner 2005), generada principalmente por restricciones ambientales, procesos ecológicos y perturbaciones de origen tanto humano como naturales, lo cual, resulta en una gran heterogeneidad (Burel y Baudry, 2002)

Dada la heterogeneidad de los ecosistemas, la ecología del paisaje considera diversos aspectos de esta como el desarrollo y la dinámica, las interacciones e intercambios entre paisajes heterogéneos, así como su influencia sobre los componentes abióticos como bióticos y el manejo de paisajes tanto antropogénicos como naturales (Turner, 1989).

Dentro de las principales tendencias que han surgido a partir de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas se encuentran la reducción y fragmentación de los hábitats naturales así como la homogenización de los mismos perdiendo la diversidad paisajística que los caracteriza.

De manera general el análisis de fragmentación del paisaje se ha enfocado principalmente a los bosques, sin embargo actualmente se le ha dado prioridad a estudios enfocados en otras comunidades de importancia ecológica como los pastizales y matorrales (Newton *et al.* 2009). A nivel nacional las regiones áridas más impactadas por la fragmentación se encuentran principalmente en el estado de Nuevo León y Tamaulipas, siendo las comunidades riparias las más afectadas (Aguilar *et. al.* 2000)

2.4 Fragmentación y sus consecuencias

La fragmentación involucra la división de paisajes continuos en áreas más pequeñas y aisladas denominadas fragmentos o parches relativamente homogéneos en estructura comparados con otros, los cuales, se consideran los elementos básicos en la estructura del paisaje. Dentro de dicha división cada una de las categorías en las cuales se puede fraccionar el paisaje se denomina clase, y hace referencia a cada uno los posibles usos de suelo, cobertura de vegetación, hábitat, etc. (Saunders et al. 1991; Forman 1995; McGarigal y Marks 1995).

La fragmentación es un factor importante responsable de la pérdida o separación del hábitat remanente y es considerada como una consecuencia de la expansión y dinámica del uso del suelo y puede presentar diversos patrones a través del tiempo (Gautam 2003), principalmente en respuesta a diversas actividades antropogénicas ocasionando degradación ambiental y cambios en la estructura y función de los ecosistemas y la diversidad biológica. Estos efectos están en función de la composición y configuración del paisaje, determinados por el tamaño, número, forma y disposición espacial de cada fragmento y disminuyen de manera gradual hacia el interior de los mismos (Rescia *et al.* 1994; Rutledge 2003).

El tamaño de los parches o fragmentos está directamente relacionado con la diversidad biológica, de tal manera que, la diversidad y el tamaño de las poblaciones se ve reducido a medida que el tamaño de los fragmentos disminuye, y por el contrario si los parches tienden a aumentar su tamaño dentro de su dinámica temporal significaría un aumento de la diversidad.

Por otra parte, la forma de los fragmentos es de gran importancia, dado que este criterio está regulado por diversos factores como la actividad humana y condiciones naturales, los cuales tienen efectos antagonistas en la forma de los fragmentos, por una parte, una alta actividad humana tiende a favorecer fragmentos con formas rectilíneas, mientras que, la prevalencia de condiciones naturales favorece fragmentos con formas curvilíneas y más irregulares (Forman, 1995).

Las principales consecuencias de la fragmentación sobre el componente abiótico radican en la alteración de los regímenes de luz, humedad, viento y suelo afectando los microclimas con efectos que van desde cambios en los ciclos biogeoquímicos y flujos de energía que proveen cada uno de los fragmentos (Saunders *et al.* 1991). Derivado de estos efectos el componente biótico sufre mayores consecuencias, afectando la cantidad de hábitat disponible para las diversas especies así como la separación de los remanentes de cada hábitat, ocasionando cambios en las relaciones inter e intraespecíficas, tanto las tasas de natalidad y mortalidad se ven afectadas reflejándose en la pérdida de la diversidad biológica en respuesta a la disminución de la riqueza de especies y el incremento de la densidad relativa de algunas especies primordialmente las generalistas.

Otra de las consecuencias de la fragmentación es que limita las posibles respuestas de los organismos al cambio climático a través de diversos efectos a escala de paisaje (Figura 1): reducción en la cantidad de hábitat, desagregación de hábitat en un número cada vez mayor de fragmentos dispares o parches, disminución en el tamaño de los fragmentos, y aumento del aislamiento de estos remanentes de hábitat.

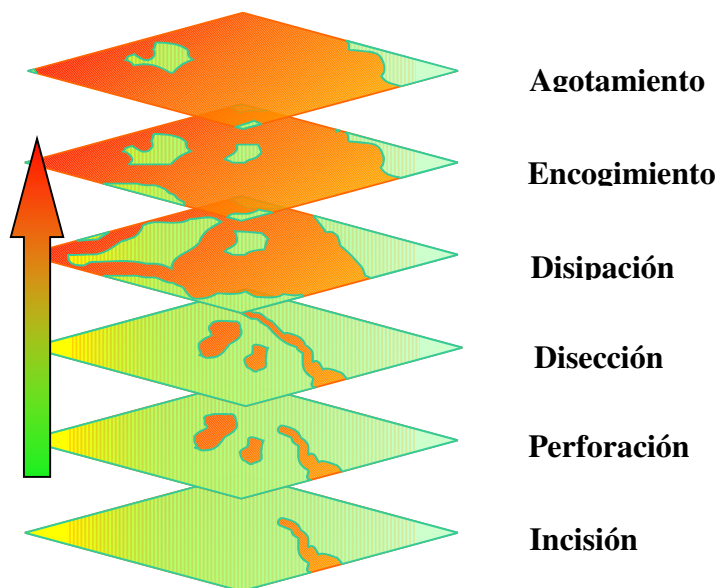


Figura 1.- Proceso de degradación del paisaje

2.4.1 Medición de la fragmentación

La fragmentación se puede analizar a diferentes niveles, ya sea a nivel de paisaje, clase o fragmento, esto a través de métricas (McGarigal y Marks 1995). Las métricas del paisaje nos permiten identificar los usos de suelo más apropiados para conservación, ya que aquellos que presentan tendencias como mayor representatividad, en pocos fragmentos y con tamaño promedio de parche más grandes y baja variabilidad entre ellos son los que poseen mayor capacidad para proveer los bienes y servicios que requiere el ecosistema (Sanz *et al.* 2011). Estas métricas pueden ser categorizadas a tres niveles, nivel de paisaje, donde las métricas consideran todos los fragmentos; nivel de clase, donde las métricas consideran solo los fragmentos de una sola categoría de clase y nivel de fragmento, donde las métricas consideran todos los fragmentos de manera individual independiente de cualquier categoría (Botequilha *et al.* 2006; Vila *et al.* 2006; Cushman *et al.* 2008 y McGarigal 2012)

Algunas de las implicaciones en el uso de métricas para la caracterización del paisaje son la definición de los fragmentos en términos de clase, ya que el número y tipo de categorías presentes (uso de suelo, coberturas, hábitat potencial) determina la medición de dicho proceso; así mismo la escala y resolución espacial de medición son importantes (Chuvieco 2002)

El grado de conservación del paisaje está relacionado directamente con las variables que lo caracterizan, lo que permiten estimar el grado de fragmentación. En cuanto a las variables que estiman la forma del parche, las clases de vegetación con parches de formas menos complejas o menos alargadas, así como aquellas que presentan menor densidad de borde tienden a ser menos afectadas en su heterogeneidad espacial, así como en su fragmentación. Respecto a aquellas variables que definen el aislamiento de los parches aquellos que son más cercanos presentan mayor conectividad y favorecen el movimiento de especies entre ellos, permitiendo el flujo de energía (Sanz *et al.* 2011).

2.5 Conectividad ecológica

La conectividad ecológica se ha definido desde muchas perspectivas como indicador de la relación entre los elementos del paisaje, ya sea desde el punto de vista de una conexión física o estructural como funcional (Gurrutxaga 2004; Taylor *et al.* 2006). De acuerdo a Merriam (1984) se puede definir como, las propiedades del paisaje desde diferentes perspectivas, ya sea de una manera general, permitan el flujo de materia, energía y organismos, entre los distintos ecosistemas, hábitats o comunidades, o de una manera más particular como la forma en que las subpoblaciones se conectan y son funcionalmente una unidad; o como aquellas propiedades derivadas de las habilidades de los organismos para su desplazamiento, o de la funcionalidad de los mismos respecto al flujo ecológico (Taylor *et al.* 1993; Bennet, 1999).

De acuerdo con dichas definiciones un paisaje con alta conectividad será aquel que permita que los individuos de una determinada especie puedan desplazarse de acuerdo a sus necesidades, un hábitat adecuado para su alimentación, protección y reproducción (Murrieta 2006). Por el contrario, un paisaje de baja conectividad no permitiría el flujo de los individuos limitando en sus requerimientos. Sin embargo, dicha conectividad es particular para cada especie, ya que las necesidades de unos no siempre son las necesidades de los otros. (Bennet, 1999)

La medida en que el paisaje permite el mantenimiento de la conectividad para el conjunto de las diferentes especies que lo habitan se denomina permeabilidad y está relacionada con la existencia y estado de conservación del paisaje, así como la distribución espacial del mismo (de Lucio *et al.* 2003).

Un paisaje es percibido de diferentes formas por las distintas especies y, por lo tanto, el nivel de conectividad varía entre las especies y las comunidades (Bennett 2004). De acuerdo con Noss (1991), muchas de las barreras que impiden la dispersión y desplazamiento de las especies son de origen artificial como resultado de las actividades humanas, y que a su vez han eliminado las barreras naturales.

La conectividad potencial para una determinada especie, comunidad o proceso ecológico está definida por un componente estructural y uno de comportamiento (Bennett 1999). El componente estructural se define por el arreglo espacial de los diferentes tipos de hábitat en el paisaje y está influenciado por factores como la continuidad de hábitats, la distancia a ser recorrida de un hábitat a otro y la presencia de vías alternas, como corredores de movimiento, o una red propiamente.

Por lo general la conectividad utiliza elementos lineales, como los ríos, que estos presentan valores de fricción bajos, favoreciendo la dispersión y desplazamiento de especies a través del paisaje fragmentado; se analizan las características estructurales y morfológicas que componen un territorio en un momento determinado y/o sus cambios a lo largo del tiempo (Vila *et al.* 2006)

El análisis de la conectividad estructural es análogo al de la fragmentación, y se basa en mediciones de parámetros espaciales del paisaje como la superficie, forma de los parches y la distancia media entre ellos, estas medidas son complementadas y optimizadas mediante parámetros funcionales como las distancias de costo y medidas de resistencia (Gurrutxaga 2004).

De acuerdo a Bennett (1999) las rutas más cortas para mantener o restablecer la conectividad estructural se basan en el mantenimiento de los procesos ecológicos a través de paisajes de buena calidad, donde permita mantener el flujo de organismos a regiones de mala calidad de los recursos; la cercanía de los fragmentos permitirá un mejor desplazamiento a nivel de paisaje o regional y facilita la restauración ecológica de las conexiones entre fragmentos; por lo que entre menor sea la distancia y contraste entre los fragmentos existirá una mayor conectividad estructural (Arias *et al.* 2008)

2.6 Fragilidad Natural.

El concepto fragilidad, se deriva de la asociación (resistencia-resiliencia), y se considera como la capacidad intrínseca de la unidad territorial a enfrentar agentes de cambio, basado en la fortaleza propia de los componentes, capacidad y velocidad, de regeneración del medio.

La fragilidad territorial está determinada por la correlación entre la sensibilidad conjunta de los componentes naturales, principalmente de los factores: relieve, pendiente, suelo y vegetación. La condición de irreversibilidad reversibilidad, también se encuentra fuertemente asociada con las categorías de fragilidad.

La resistencia, muestra la potencialidad de una unidad territorial a evitar desplazamientos desde el lugar inicial o estado de equilibrio dinámico y, puede definirse la unidad territorial como unidad de paisaje e incluso, ecosistema.

La unidad territorial puede romper su capacidad de resistencia al manifestarse un agente de presión y desplazarse hacia otro sitio o condición; sin embargo, existe capacidad de retorno al estado inicial a pesar del impacto. A esta condición de extensión y retorno, se le llama elasticidad y, la velocidad a la cual regresa se le llama resiliencia (Carpenter *et al.*, 2001). Este análisis de fragilidad se elabora desde un enfoque puramente natural, sin considerar elementos sociales o económicos

2.7 Calidad Ecológica de los Recursos Naturales.

Se denomina “Calidad Ecológica” a una condición del mantenimiento de los elementos y procesos geoecológicos dentro de un ecosistema o unidad natural determinada, de manera que cuando se introduce un agente de presión que deteriora cierto recurso, se modifica la estructura de los elementos y, ciertos procesos, se ven modificados por lo que reduce la calidad (INE, 2000)

Para la realización de esta evaluación se emplean insumos derivados de la fase de caracterización, como erosión severa y estado de la vegetación; productos del INE-SEMARNAP como áreas con sobre pastoreo, niveles de deterioro de aguas superficiales, estado de la vegetación y explotación de acuíferos

Ante ello se determinan cinco clases de calidad ecológica, considerando como base el tipo y número de limitantes.

Muy alta. El sistema mantiene prácticamente todos los elementos y procesos naturales de ecosistemas, con mínima perturbación humana.

Alta. El sistema mantiene sus recursos en buen estado; sin embargo, presenta algunos problemas leves que reducen ligeramente la calidad, como presencia de vegetación secundaria y/o escurrimientos con evidencias de deterioro poco significativos. No existe sobre explotación de acuíferos ni erosión severa.

Media. Es cuando el sistema logra compensar la presión ejercida por el hombre. Las zonas con esta categoría pueden presentar áreas agropecuarias, erosión severa, sobrepastoreo o un deterioro importante, por contaminación en el agua superficial. Puede o no, tener sobre explotación de acuíferos, sin embargo, en muchas ocasiones son posibles los procesos de reversibilidad y con acciones de mejoramiento, se puede incrementar el nivel de calidad.

Baja. Los procesos de deterioro son ya agudos, y se requiere de fuertes insumos (humanos, técnicos y financieros) para su rehabilitación. Las áreas con esta categoría pueden presentar los siguientes problemas: erosión severa en áreas agropecuarias y áreas agropecuarias con deterioro de aguas superficiales por contaminación.

Además, cada uno de los casos anteriores, puede presentar acuíferos con alto grado de explotación y sobre pastoreo.

3 JUSTIFICACIÓN

El desarrollo sustentable de Nuevo León está amenazado debido a que los cambios de uso del suelo y manejo inadecuado de los recursos hídricos, pueden afectar por impacto ambiental en gran medida la diversidad y capacidad de dispersión de las especies, dando lugar a procesos de fragmentación de poblaciones y comunidades vegetales y animales con los consiguientes problemas para su conservación. El mantenimiento de la conectividad ecológica en el territorio en las cuencas hidrográficas, justifica como objetivo de investigación, el diseño de políticas de conservación de la naturaleza en relación a la sustentabilidad del desarrollo de centros de población, como el Área Metropolitana de Monterrey y ciudades aledañas en el Estado de Nuevo León.

La Región Hidrológica Prioritaria No. 53 Río San Juan y Río Pesquería del sistema Río San Juan-Río Bravo es el sistema ripario más importante del estado de Nuevo León, del cual depende para su desarrollo socioeconómico. El uso desmedido del recurso hídrico para impulsar el desarrollo generó una problemática en su cantidad y calidad por contaminación, causada por la modificación del entorno por el incremento excesivo en la población, con asentamientos humanos sin un ordenamiento territorial y ecológico adecuado. La presión desmedida en la autorización de cambios en el uso del suelo para urbanización, industria y uso agropecuario, ha provocado deforestación y erosión consecuente, que requiere urgentemente de las bases científicas para fundamentar un Programa de Ordenamiento Ecológico y Territorial.

Por la importancia que presenta la fragmentación y uso del suelo dentro del equilibrio ecosistémico y por considerarse los responsables de la pérdida de hábitat, degradación ambiental y cambios en la estructura y función de los ecosistemas, se plantea reconocer la representatividad de las coberturas vegetales y los cambios en la estructura y composición del paisaje mediante el análisis espacio-temporal, como primera medida y/o herramienta de juicio para realizar posteriores análisis de fragmentación y conectividad entre las coberturas que permitan proponer áreas que funcionen como corredores ecológicos en paisajes en la cuenca principal del Río San Juan.

4 HIPÓTESIS

Los cambios de uso del suelo por actividad antropogénica urbana, industrial y agropecuaria en la Región Hidrológica Prioritaria No. 53 Río San Juan y Río Pesquería (CONABIO) han modificado e impactado la vegetación fragmentando hábitats; reduciendo la conectividad ecológica generando problemas para su conservación y manejo integral.

5 OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL:

Analizar y Evaluar la Fragmentación y Conectividad Ecológica de la cobertura vegetal en la Región Hidrológica Prioritaria No. 53 Rio San Juan y Rio Pesquería del sistema Rio San Juan-Río Bravo para sustentar las bases de un Ordenamiento Ecológico y Territorial para su restauración y conservación ecológica.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Caracterizar la estructura y composición del paisaje durante el periodo de 1976-2011
- Analizar la dinámica de cambio de uso de suelo durante el periodo de 1976-2011
- Analizar la fragmentación del paisaje durante el periodo de 1976-2011
- Establecer Políticas Territoriales de Ordenamiento
- Desarrollar modelos ecológicos de conectividad

6 MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de Estudio

La Región Hidrológica Prioritaria (RHP) No. 53 (Figura 2) delimitada por un perímetro que se extiende a través de los estados de Nuevo León y Tamaulipas con una extensión de 13,724.34 km² (Arriaga *et al.* 2002) incorpora una gran porción de la Cuenca del Río Bravo-San Juan (Navar y Rodríguez 2002).

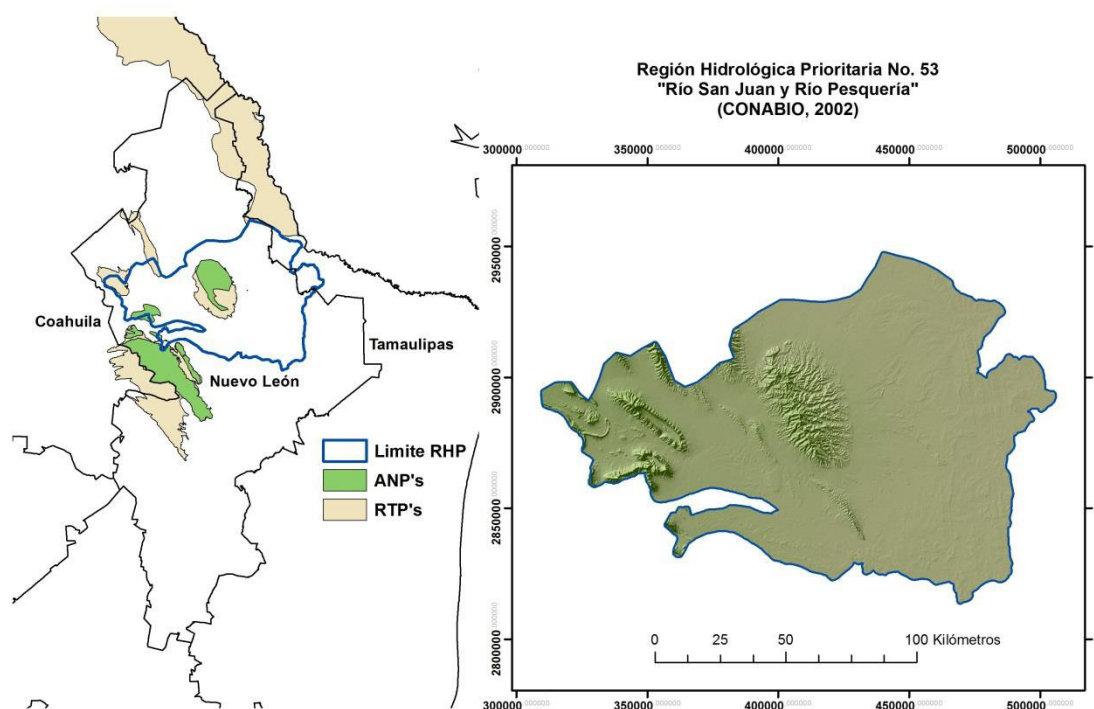


Figura 2.- Área de estudio Región Hidrológica Prioritaria No. 53 “Río San Juan y Río Pesquería”

Dentro de los recursos naturales que se explotan se encuentran la producción de cítricos, ganadería, acuicultura y agricultura de temporal, así mismo destacan las comunidades vegetales de matorral submontano, mezquital, vegetación de desiertos arenosos y halófila, sin embargo, existen problemáticas como la falta de control de descargas industriales, urbanas y agrícolas, la regulación del uso del agua falta un inventario biológico; monitoreo y estado actual de grupos biológicos.

Así mismo diversas Áreas Naturales Protegidas (ANP) de gran importancia en la región se encuentran dentro del área de estudio (Figura 3) como lo es la Sierra de Picachos y algunas otras se localizan en la periferia (Parque Nacional Cumbres de Monterrey) lo que constituye un área de importancia para la conservación tanto de los recursos biológicos como hídricos.

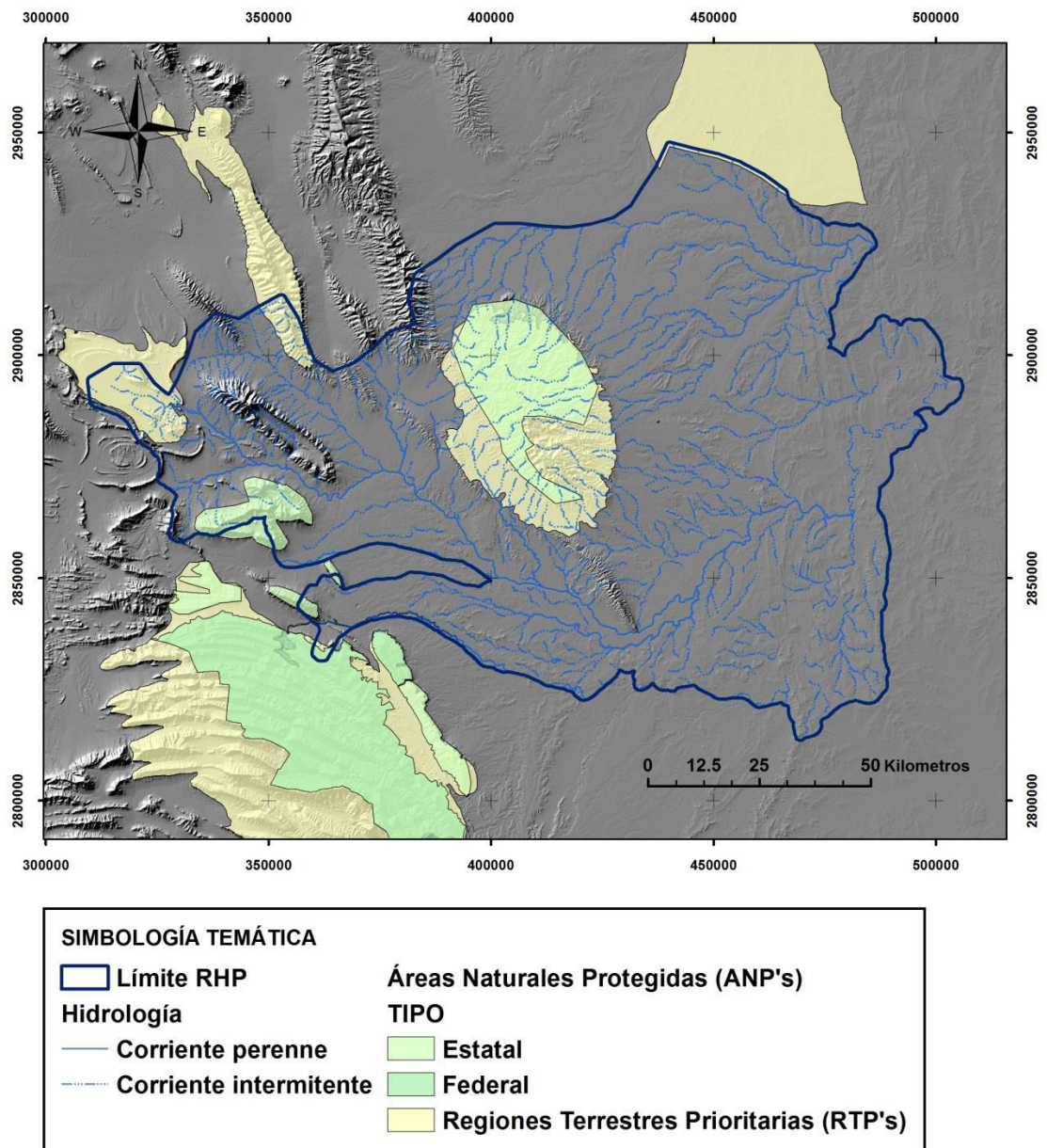


Figura 3.- Distribución de Áreas Naturales Protegidas aledañas a la RHP

6.1.1 Recursos vegetales de la RHP

De acuerdo con la información contenida en las bases de datos de INEGI respecto a los usos de suelo y vegetación se distinguen las siguientes categorías:

Bosques.- Vegetación arbórea de origen septentrional (holártico) principalmente de regiones de clima templado y semifrío, con diferentes grados de humedad, propias de las regiones montañosas del país, a lo largo de la sierra madre occidental, oriental y eje neovolcánico. Por sus características ecológicas y fisonómicas, ha dado lugar a la clasificación a un gran número de tipos de vegetación. Bajo este término se incluyen las comunidades de Bosque de oyamel, Bosque de ayarín, Bosque mesófilo de montaña, Bosque de cedro, Bosque de pino, Bosque de pino – encino, Bosque de encino, Bosque de encino – pino, Bosque de táscate, Bosque de galería, Bosque cultivado y Bosque inducido.

Sobresalen las coníferas: pinos (*Pinus*) y oyameles (*Abies*); aunque también están los pinabetes (*Pseudotsuga*), enebros (*Juniperus*), cedros (*Cupressus*) y encinos (*Quercus*).

Cultivos.- Son aquellas áreas en la que el suelo es utilizado para la realización de labores agrícolas. Las subclases: bosque cultivado, agricultura de riego, temporal y de humedad, así como pastizal cultivado quedan incluidos dentro de este rubro.

Matorrales. - Vegetación arbustiva que generalmente presenta ramificaciones desde la base del tallo, cerca de la superficie del suelo y con altura variable, pero casi siempre inferior a 4 metros. Dentro de este término se agrupan las comunidades de Matorral Subtropical, Matorral submontano, Matorral espinoso tamaulipeco, Mezquital (MKX), Matorral crasicaule, Matorral sarcocaul, Matorral sarco-crasicaule, Matorral sarco-crasicaule de neblina, Matorral rosetófilo costero, Matorral desértico rosetófilo, Matorral desértico micrófilo, Vegetación de desiertos arenosos, Vegetación halófila, Vegetación gipsófila y Vegetación de galería.

Debido a la escasez de agua y a que los suelos son pobres y someros, la agricultura se practica en pequeña escala, salvo donde hay posibilidades de riego. Por el contrario, la ganadería está sumamente extendida, y zonas muy grandes de matorral xerófilo están sobrepastoreadas.

Pastizales.- Tipo de vegetación caracterizado por la presencia de gramíneas o graminoides y que en condiciones naturales se desarrolla bajo la interacción del clima, suelo y biota. El conjunto de comunidades vegetales de esta manera delimitado incluye biocenosis diversas, tanto en lo tocante a su composición florística como a sus condiciones ecológicas, a su papel en la sucesión, a su dependencia de las actividades humanas y aún a su fisonomía. Mientras la presencia de algunas está determinada por el clima, muchas otras son favorecidas, al menos en parte por las condiciones del suelo o bien por el disturbio ocasionado por el hombre o sus animales domésticos. Este término agrupa los conceptos de Pastizal natural, Pastizal inducido, Sabana, Sabanoide, Pastizal halófilo, Pastizal gipsófilo y Pradera de alta montaña

6.2 Generación de base de datos 2011.

6.2.1 Teledetección

Un primer método consistió en el uso de la teledetección para la clasificación de imágenes satelitales; para lo cual se emplearon imágenes pertenecientes al sensor LANDSAT TM (Tabla 1). El sensor TM es un sensor de barrido multiespectral, concebido para proporcionar una mayor resolución espacial, mejor discriminación espectral entre los objetos de la superficie terrestre, mayor fidelidad geométrica, cuenta con una resolución espacial de 30 metros en las bandas del visible e infrarrojo medio

La selección de las imágenes se hizo en relación a las fechas comprendidas en la denominada época seca esto debido a que en este periodo de tiempo (Figura 4), las condiciones atmosféricas y de fenología permiten una mejor interpretación del sensor (FAO 2009). Las fechas y escena de la toma de las imágenes se muestran a continuación.

Tabla 1.- Escenas del sensor Landsat empleadas en el presente trabajo

Sensor	Escena	Fecha
LANDSAT 5	Path 27 /	Abril 9 de 1993
LANDSAT 5	Path 27 /	Abril 18 de 1993
LANDSAT 5	Path 27 /	Marzo 27 de
LANDSAT 5	Path 27 /	Abril 5 de 2000
LANDSAT 5	Path 27 /	Abril 4 de 2011
LANDSAT 5	Path 27 /	Mayo 10 de

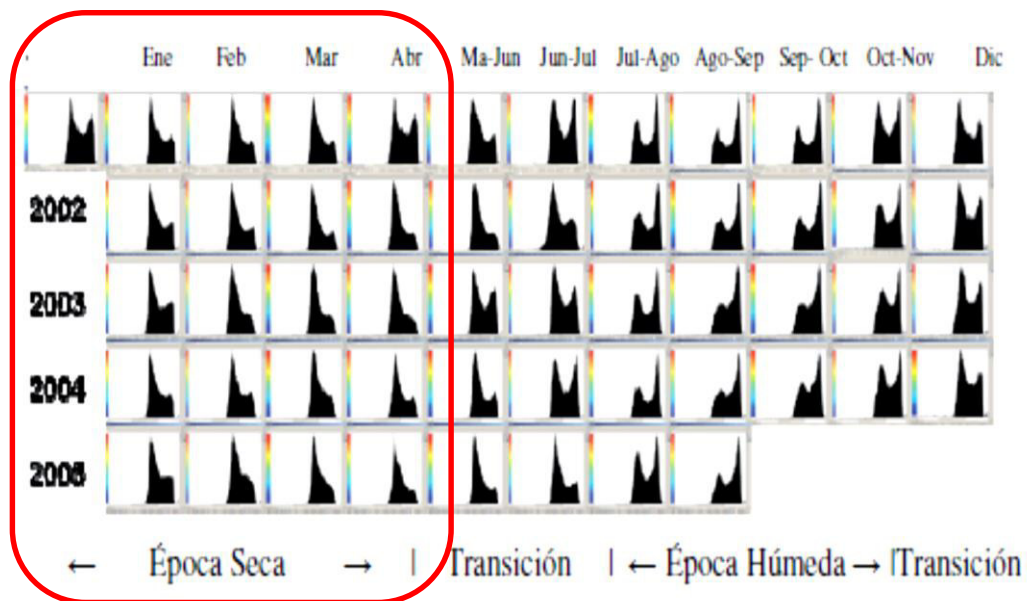


Figura 4.- Histogramas de frecuencia del NDVI de México para compuestos mensuales de imágenes del sensor MODIS

A cada una de las escenas LANDSAT se le aplicó una corrección atmosférica y radiométrica y orthorectificación con el software ERDAS Imagine, para posteriormente crear un mosaico con ambas imágenes y finalmente hacer un “Subset” o recorte del área de estudio (Figura 5), dicha área se extiende 1k a la redonda del límite de la RHP con el fin de no excluir información alguna, finalmente, las imágenes quedaron georreferenciadas bajo la Proyección Universal Transversal de Mercator (UTM) en la zona 14 Norte con el Datum y Elipsoide WGS 1984.

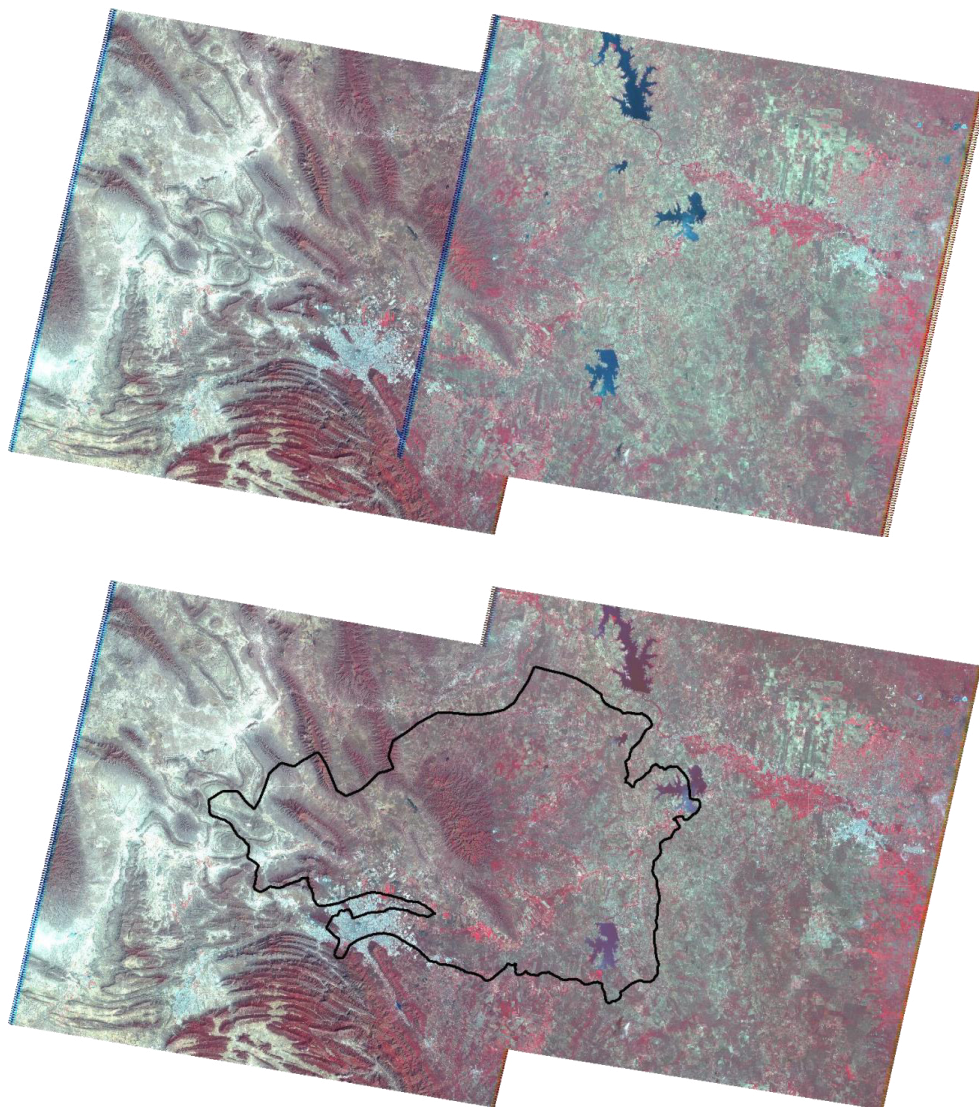


Figura 5.- Mosaico de imágenes LANDSAT TM para extracción de zona de estudio

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con el fin de seleccionar las bandas que permitieran una mejor clasificación de la imagen, una vez seleccionadas la bandas se realizó un proceso de segmentación de imágenes empleando el módulo Segmentation Analysis de IDRISI, el cual permite reconocer los pixeles de la imagen y agruparlos en base a su simetría en el espectro y los segmentos se definen de acuerdo a parámetros establecidos de similitud (Figura 6).

Una vez segmentada la imagen se seleccionaron 1000 sitios por categoría para posteriormente obtener las firmas espectrales (Figura 7) empleando los polígonos de segmentación en base a una categorización y realizar una clasificación supervisada a través de un algoritmo de máxima similitud empleando diversas combinaciones de bandas (Figura 8)

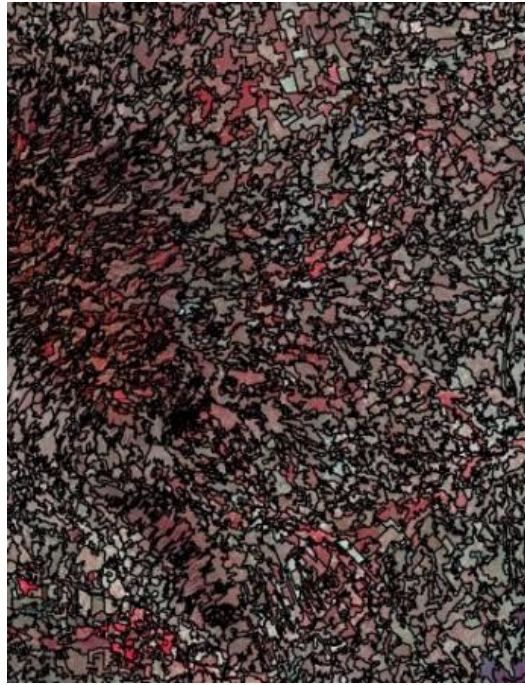


Figura 6.- Ejemplificación de la segmentación de imágenes para su clasificación

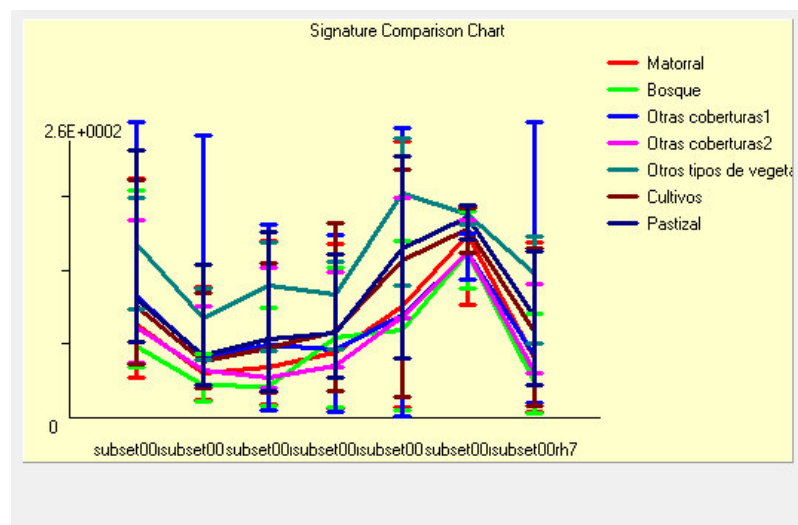


Figura 7.- Comparación de firmas espectrales de uso de suelo y vegetación

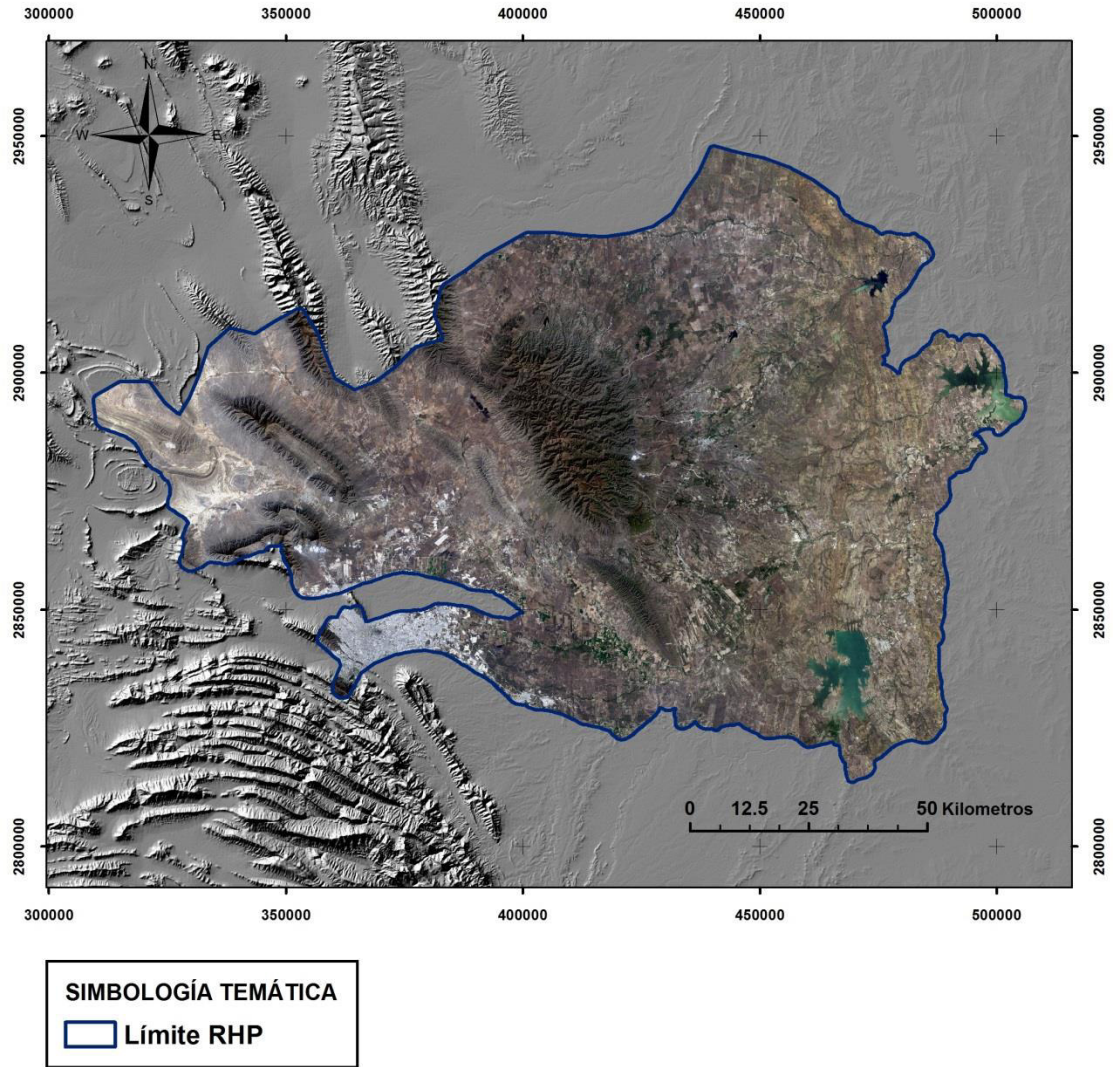


Figura 8.- Composición de color real (RGB- 123) de la RHP a partir de imágenes LANDSAT TM

Para la evaluación de la calidad de la clasificación de cobertura vegetal para el año 2011, se empleó el módulo Validate de Idrisi mediante el estadístico de Kappa a partir de una matriz de confusión con puntos de control obtenidos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2009-2014 (CONAFOR, 2018) así mismo, se establecieron puntos de control verificados mediante la plataforma Google Earth (2017) para corroborar con verdad de imagen de mayor resolución espacial.

6.2.2 Categorización del Uso de Suelo

Una de las principales limitantes de los modelos de proyección estocásticos es contar con las mismas categorías en todas las series temporales (Paegelow *et al.* 2002). Las bases de datos de la cartografía de uso de suelo y vegetación que se emplearon para el análisis fueron: INEGI Serie I (1976), INEGI Serie II (1993), INF (2000), y la información generada para el 2011, todas a escala 1:250,000 fueron reclasificadas empleando el Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcGIS 10.2 (ESRI 2001), para lograr un sistema de clasificación jerárquico y homogéneo para las distintas series de tiempo. Dicho sistema de clasificación jerárquico se determinó a nivel de formación, el cual incluye las categorías: Cultivos, Bosques, Matorrales, Pastizales, Otros tipos de vegetación y Otras coberturas de acuerdo con el sistema propuesto por Velázquez *et al.* 2002. (Tabla 2)

Tabla 2.- Sistema jerárquico de clasificación del uso del suelo (modificado de Velázquez *et al.* 2002)

Formación	Tipo de vegetación y Uso de suelo
Cultivos (Cl)	Agricultura (riego y humedad), Agricultura (de temporal) y Plantación forestal
Bosques (Bs)	Coníferas, Coníferas latifoliadas, Latifoliadas y Bosque Mesófilo de montaña
Matorral (Mtr)	Mezquital y Matorral xerófilo
Pastizal (Pst)	Pastizal
Otros tipos de vegetación (Otv)	Vegetación halófila y gipsófila
Otras coberturas (Ocob)	Área sin vegetación aparente, Asentamiento humano y Cuerpo de agua

6.2.3 Cuantificación del uso del suelo

Una vez homologadas todas las bases de datos, se procedió a analizar el cambio de uso de suelo empleando el módulo Crosstab de Idrisi (Eastman 2009) el cual hace una sobreposición espacial de las distintas categorías para cada periodo (1976-1993, 1993-

2000 y 2000-2011), generando matrices de cambio entre las distintas categorías lo que permitirá analizar las distintas trayectorias del espacio temporales del cambio.

Las matrices de cambio se analizaron a través del programa de cómputo SPSS (SPSS, 2011) mediante la prueba de Kruskal-Wallis para establecer si los cambios son estadísticamente significativos. A partir de dichas matrices, se realizó el análisis de las transiciones de cada categoría de acuerdo a la metodología la propuesta por Pontius *et al.* (2004), se estimaron las matrices de pérdidas y ganancias para cada categoría y se calculó la probabilidad de cambio/permanencia en los distintos periodos de tiempo, con el fin de distinguir sí, las transiciones de ganancias o pérdidas, fueron sistemáticas (significativas) o lo hicieron de forma aleatoria. Para ellos se calcularon las matrices de ganancias y pérdidas sistemáticas mediante las siguientes ecuaciones.

$$G_{ij} = (P + j - P_{jj}) \frac{(P_i +)}{(P - P_i +)}$$

Dónde: G_{ij} = ganancia esperada desde la categoría i a la categoría j debido a un proceso de ganancias al azar,

$P + j - P_{jj}$ = ganancia neta total de la categoría j entre el tiempo 1 y tiempo 2

$P_i +$ = tamaño de la categoría i en tiempo 1

$P - P_i +$ = suma de los tamaños de todas las categorías excepto j en tiempo 1.

$$P_{ij} = (P_i + - P_{jj}) \frac{(P + j)}{(P - P + j)}$$

Dónde: P_{ij} = la pérdida esperada desde la categorías i a la categoría j debido a un proceso de pérdidas al azar

$P_i + - P_{jj}$ = pérdida neta total de la categoría i entre tiempo 1 y tiempo 2

$P + j$ = tamaño de la categoría j en el tiempo 2

$P - P + j$ = suma de los tamaños de todas las categorías excepto j en el tiempo 2.

6.2.4 Tasas de cambio de uso de suelo

Para estimar las trayectorias de dichos cambio se calculó la tasa de cambio empleando la ecuación formulada por la FAO (1996), la cual, indica la trayectoria espacio- temporal de los cambios

$$X = \left(\frac{S_2}{S_1} \right)^{1/n} - 1$$

Dónde:

X = tasa de cambio (para expresar en % hay que multiplicar por 100)

S₁= superficie de las categorías de vegetación y uso de suelo en el tiempo1

S₂= superficie de las categorías de vegetación y uso de suelo en el tiempo2

n = número de años entre las 2 fechas

6.2.5 Índice de Vegetación Normalizado

La evaluación cuantitativa de cobertura vegetal consistió en la determinación del NDVI, dicha estimación se lleva acabó mediante la siguiente ecuación

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R).$$

donde R: banda del Rojo y NIR: banda del infrarrojo cercano.

Considerando que la segunda fecha es una función de la primera, y que toda la desviación de la función estimada estaría representando el cambio se procedió a calcular las diferencias entre pares de fechas 1993-2000, 2000-2011 y 1993-2011 a las cuales se les aplicaron un modelo de regresión y pruebas de ANOVA.

Así mismo se reclasificaron los valores del NDVI en 4 categorías (Tabla 3)

Tabla 3.- Categorización del NDVI para determinar la densidad de cobertura vegetal

Rango de valor de NDVI	Categoría
-1 – 0.1	Suelo desnudo
0.1 – 0.3	Densidad de cobertura baja
0.3 – 0.5	Densidad de cobertura media
0.5 - 1	Densidad de cobertura alta

Dichas categorías se emplearon para establecer relaciones entre el NDVI y las coberturas vegetales, esto mediante la sobreposición de los mapas temáticos respectivos utilizando el programa ArcGIS y se calcularon los valores promedio para cada una de las coberturas determinadas, posteriormente se analizaron estadísticamente para determinar existían cambios para las distintas fechas.

6.2.4 Cadenas de Markov

El método empleado en la generación de la cobertura de uso de suelo para el periodo 2025 fue a través del Modelo estocástico de las cadenas de Markov (Eastman 2009; Paegelow y Camacho Olmedo 2008). Para cada categoría en el año 2025 se emplearon los módulos Markov y CA_MARKOV de Idrisi (Eastman 2006). Markov determina las probabilidades de transición de un uso de suelo (t_2) fundamentado en datos de un periodo de tiempo previo (t_1); CA_MARKOV simula la dinámica del paisaje a partir de matrices de probabilidad de Markov para determinar el cambio de uso de suelo así como los autómatas celulares generando patrones de cambio a futuro a partir de la comparación de mapas de uso de suelo de periodos anteriores, además utiliza mapas de aptitud para cada cambio en la transición (Eastman 2006; Sang *et al.* 2011; Mas *et al.* 2014).

La generación de mapas de aptitud fue a través del módulo Evaluación Multicriterio (MCE) el cual considera diversas variables explicativas para la aptitud de cada categoría de uso de suelo, dichas variables incluyeron la altitud, pendiente, distancia a ríos, distancia a vías de comunicación; a cada variable se le asignó un peso para cada categoría, se cuantifico y se estandarizo. (Koppel 2005; Subedi *et al.* 2013).

6.3 Análisis de Fragmentación

Para el análisis de proceso de fragmentación se emplearon las cartografías de Uso de suelo y vegetación Serie I (1976) y Serie II (1993) de INEGI y el Inventario Forestal Nacional 2000 (UNAM), así como la generada por clasificación de imágenes LANDSAT para el periodo 2011, dichas cartografías fueron homogenizadas y reclasificadas en 6 categorías: Bosques, Cultivos, Matorrales, Pastizales, Otras coberturas y Otros tipos de vegetación (Velázquez *et al.* 2002). La cuantificación la fragmentación se ha realizado a través de métricas que describen cada periodo en términos de composición, forma y conectividad al paisaje con el fin de proponer medidas de planificación y manejo de los recursos naturales.

Para describir la estructura del paisaje y la fragmentación se utilizó la extensión Patch Analyst de ArcGIS.

Los patrones de fragmentación fueron determinados calculando diversas métricas entre las que se encuentran:

Número de parches (NP)

Es indicador de varios procesos ecológicos. El número de parches puede ejercer influencia en lo que respecta a la estabilidad de las interacciones entre especies (por ejemplo, predador-presa), en la propagación de disturbios, entre otros (McGarigal & Marks, 1995). Un alto número de parches puede usualmente contribuir al aumento de la resiliencia de poblaciones, y puede incrementar la utilización de parches como conectores a lo largo del paisaje (Crist, Wilmer y Aplet, 2005). Adicionalmente se emplea como índice de heterogeneidad del paisaje y como base para el cálculo de otras métricas.

Número de Parches (McGarigal, 2002)

Fórmula

$$NP = n_i \quad n_i = \text{número de parches en el paisaje de la clase } i.$$

Descripción NP es igual al número de parches de determinado tipo de parche (clase).

Unidades Ninguna

Rango $NP \geq 1$, sin límite.

Tamaño Medio de Parche (MPS)

Es empleado como indicador de fragmentación si se evalúa el tamaño del tipo de parche de interés. Un paisaje con un MPS menor al encontrado en otro paisaje, puede considerarse como más fragmentado (McGarigal & Marks, 1995).

Esta métrica se ha utilizado constantemente en análisis de fragmentación y de dinámicas de población de aves. Boulinier *et al.* (2001), realizó una investigación cuyos resultados demuestran, que especies de aves consideradas sensibles al área de parche, presentaban una menor riqueza de especies y mayores tasas medias de extinción en paisajes con bajos valores de MPS.

Tamaño Medio del Parche (McGarigal, 2002)

Fórmula

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10,000} \right) \quad \begin{array}{l} a_{ij} = \text{área (m}^2\text{) del parche } ij. \\ n_i = \text{número de parches de la clase } i. \end{array}$$

Descripción MPS es igual a la sumatoria de las áreas (m²) de todos los parches de determinada clase, dividida entre el número de parches del mismo tipo y finalmente dividido entre 10,000 para convertir el resultado a hectáreas.

Unidades Hectáreas

Rango $MPS > 0$, sin límite

Densidad de borde (ED): Se refiere a la cantidad de borde por unidad de área, facilita la comparación entre paisajes de varios tamaños.

Densidad de borde (McGarigal, 2002)

Fórmula	$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{A} (10,000)$ <p>$A =$ área total del paisaje (m^2)</p> <p>$e_{ik} =$ longitud total (m) de borde de la clase i</p>
Descripción	ED es igual a la sumatoria de las longitudes (m) de todos los segmentos de borde de la clase correspondiente, dividida entre el área total del paisaje (m^2), y multiplicada por 10,000 (para convertir a hectáreas).
Unidades	Metros por hectárea
Rango	$ED \geq 0$, sin límite

Índice de forma (SHAPE):

Mide la complejidad de la forma del parche en comparación con un objeto de forma determinada. Para datos en formato vector, la forma del parche se evalúa comparándolo con un círculo estándar, el índice de forma es menor entre más se acerque a la forma del círculo. De la misma manera se procede en el formato raster, con la diferencia que la evaluación se realiza utilizando un cuadrado de referencia (McGarigal & Marks, 1995).

Se ha visto que la forma del parche ejerce influencia en procesos inter-parches como la migración de pequeños mamíferos, las estrategias de búsqueda de comida, entre otros. La forma de un parche está caracterizada por la longitud de sus bordes. Fragmentos que cuentan con una forma irregular como resultado de la fragmentación del bosque, tienden a contar con mayores longitudes de borde (Echeverría *et al.* 2007).

Índice de Forma (McGarigal, 2002)

Fórmula	$\text{SHAPE} = \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}$ <p> p_{ij} = perímetro del parche ij en términos del número de celdas $\min p_{ij}$ = perímetro mínimo del parche ij en términos del número de celdas </p>
Descripción	SHAPE es igual al perímetro del parche, dividido entre el perímetro mínimo posible para un parche compacto (cuadrado, en formato raster).
Unidades	Ninguna
Rango	$\text{SHAPE} \geq 1$, sin límite SHAPE incrementa a medida que la forma del parche se vuelve más irregular.

Índice de Dimensión Fractal (FRACT)

Esta métrica se emplea de manera frecuente para la caracterización de la forma del parche en estudios de ecología del paisaje. Puede ser aplicado a objetos espaciales en una amplia variedad de escalas. Parches con valores altos cuentan con altas proporciones de perímetro-área y tienden a ocurrir en áreas más fragmentadas (Ribe *et al.* 1998.).

Índice de Dimensión Fractal (McGarigal, 2002)

Fórmula	$\text{FRACT} = \frac{2 \ln (0.25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$ <p> p_{ij} = perímetro del parche ij a_{ij} = área (m^2) del parche ij </p>
Descripción	FRACT es igual a dos veces el logaritmo del perímetro del parche (m), dividido entre el logaritmo del área del parche (m^2). La fórmula es ajustada, para corregir el sesgo que provoca el formato raster en el perímetro.
Unidades	Ninguna
Rango	$1 < \text{FRACT} < 2$ FRACT se acerca a uno para formas simples y a medida que se acerca a 2 las formas se vuelven más complejas.

Distancia del Vecino más Cercano (NEAR)

La distancia del vecino más cercano se define como la distancia de un parche al más cercano del mismo tipo o clase. Influye en importantes procesos ecológicos, como por ejemplo, en la dinámica de las poblaciones de plantas y animales de acuerdo a su proximidad a otras subpoblaciones de la misma especie o de especies rivales (McGarigal & Marks 1995).

La habilidad de las especies de colonizar un parche depende en cierto grado, de la distancia entre parches. Las especies animales pueden tener la habilidad física de dispersarse a través de grandes distancias, pero si el desplazamiento a través de la matriz que rodea el parche no se encuentra dentro de su comportamiento habitual, entonces la matriz se convierte en una barrera para el movimiento (Saunders, Hobbs y Margules 1991).

Los efectos de aislamiento en la dinámica de las poblaciones, dependerá de la especie en estudio. Laurance (2002), presenta una recopilación de datos sobre diversos organismos afectados negativamente en su desplazamiento hacia otros parches en bosques tropicales.

Distancia del Vecino más Cercano (McGarigal, 2002)

Fórmula

$$NEAR = h_{ij}$$

h_{ij} = distancia entre parches

Descripción NEAR es igual a la distancia (m) al parche vecino más cercano del mismo tipo, basado en la distancia mínima borde a borde.

Unidades Metros

Rango $NEAR > 0$, sin límite

Así mismo se empleó la extensión de Subdivision (V-LATE) para ArcGIS la cual permite estimar el grado de fragmentación de acuerdo al Índice de división (Jaeger, 2000).

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_t}\right)^2$$

Donde

- 0 No fragmentado: entre 0 y 4,9%
- 1 Fragmentación perceptible: entre 5 y 9,9%
- 2 Fragmentación baja: entre 10 y 23,9%
- 3 Fragmentación moderada: entre 24 y 49,9%
- 4 Fragmentación alta: entre 50 y 89,9%
- 5 Fragmentación excesiva: de más del 90%

6.4 Selección de áreas prioritarias

La identificación de áreas prioritarias a conectar será realizada mediante la evaluación de variables ambientales cuyo objetivo es priorizar áreas para la vinculación de la red de conectividad que presenten una baja probabilidad a ser alterados o degradados en un futuro cercano, también aquellos parches que, aunque sean de menor área se encuentren inmersos en la matriz transformada y son hábitat que tiende a desaparecer.

Se analizaron 5 variables ambientales que se seleccionaron teniendo en cuenta criterios de vulnerabilidad a la degradación de los parches por efectos de, accesibilidad a los recursos de los mismos (cercanía a los caminos, ríos y la pendiente del terreno) y se tomara en cuenta la vulnerabilidad por características de área interior y forma.

La combinación de estos factores define la importancia para la conservación que puede tener el fragmento, para lo que se tendrá en cuenta los diferentes escenarios evaluados por Hoctor (2000) , Ramos y Finegan (2006), Murrieta (2006), Cespedes (2008).

Se ponderaron dichas variables teniendo en cuenta aquellos valores o rangos de las variables que hacen a los parches más vulnerables o susceptibles de degradación y un valor alto a aquellos valores o rangos que los hacen menos susceptibles, de la siguiente manera:

a) Pendiente: en el análisis de estructura y composición de comunidades pueden no encontrarse diferencias estadísticas con la variable pendiente en cuanto a composición de comunidades florísticas en uno de los paisajes. Sin embargo, esta variable se consideró debido a la vulnerabilidad que presentan los recursos forestales por la accesibilidad que brindan los terrenos relativamente planos. Por esta razón, se asignaron una vulnerabilidad muy alta (1), para los terrenos planos, vulnerabilidad media (2) para los terrenos ligeramente ondulados, y una vulnerabilidad baja (3) para los terrenos ondulados y los terrenos escarpados.

b) Distancia a caminos: Se asignaron valores manejando dicha hipótesis, a mayor cercanía mayor vulnerabilidad, la escala asignada va con 1 (vulnerabilidad alta) asignada a las zonas más próximas los caminos, 2 a las zonas intermedias y 3 a las zonas más alejadas (vulnerabilidad baja).

c) Distancia a ríos: Se consideraron de manera similar a la variable distancia a caminos, bajo la hipótesis que cuanto más cerca al río mayor vulnerabilidad, la escala de valores estuvo dada de 1 a 3 de manera similar a la variable anterior.

d) Área interior: esta área es aquella que no es afectada por el efecto de borde y se considera que es la que conserva el hábitat natural sin intervenciones. Se consideraron un efecto de borde de 100 m a partir del borde de parche hacia el interior. Se asignaron valores de 1 a 3 de acuerdo a tres rangos iguales de área interior de parche encontrados en el área de estudio, asignando 1 a los parches con área interior pequeña (más vulnerables), 2 a los intermedios y 3 las zonas con áreas interiores grandes (menos vulnerables).

e) Forma del parche: Los índices de forma, al igual que el área interior, se dividieron en tres rangos y se le asignó una escala de valoración que va de 1 a 3 (de menos a más vulnerable).

La identificación de las áreas prioritarias consistió de tres etapas a seguir, la primer etapa consistió en la ponderación de variables físico-ambientales a escala de valores prioritarios relacionadas con las áreas de cobertura de importancia biológica (Tabla 4), se analizaron mediante un modelo de análisis multicriterio variables físico-ambientales (Tabla), de las cuales se seleccionaron los atributos correspondientes, posteriormente se transformaron a un formato raster con un tamaño de celda de 30 m por lado, una vez transformadas se aplicaron algunas funciones espaciales como distancias, buffers, etc., por medio de la extensión Spatial Analyst de ArcGIS.

Una vez aplicadas las funciones espaciales las variables se reclasificaron y se les asignó un peso específico para su estandarización, finalmente se realizó el análisis multicriterio mediante la herramienta Model Builder (MB) de ArcGIS (Figura 9) a través de la siguiente función

$$IP_j = \sum_{i=1}^k w_i * f_{ij}$$

Dónde:

IP = Índice de prioridad del j-esimo pixel

w_i = Peso de la i-esima variable (factor)

$f_{i,j}$ = Valor de vulnerabilidad de la i-esima variable (factor) en el j-esimo pixel

Tabla 4.- Ponderación de variables físico-ambientales para la selección de sitios prioritarios

<i>Variable</i>	<i>Característica</i>	<i>Vulnerabilidad</i>	<i>Peso de la variable</i>
<i>Pendiente</i>	0 -15%	4 (prioridad muy alta)	20%
	15%-30%	1 (prioridad baja)	
	30%-75%	3 (prioridad media)	
	> 75%	3 (prioridad media)	
<i>Distancia a caminos</i>	0-500 m	1 (prioridad baja)	15%
	500-1000 m	2 (prioridad media)	
	1000-5000 m	3(prioridad alta)	
	> 5000 m	4 (prioridad muy alta)	
<i>Distancia a ríos</i>	0 -100 m	4 (prioridad muy alta)	30%
	100 -500	3 (prioridad alta)	
	500-1000 m	2 (prioridad media)	
	> 1000 m	1 (prioridad baja)	
<i>Área interior</i>	0-100 ha	1 (prioridad baja)	20%
	100-1000	2 (prioridad media)	
	1000-10000	3(prioridad alta)	
	> 10000	4 (prioridad muy alta)	
<i>Índice de Forma</i>	1 -5	4 (prioridad muy alta)	15%
	6-10	3 (prioridad alta)	
	11-15	2 (prioridad media)	
	15-20	1 (prioridad baja)	



Figura 9 .- Diagrama del Modelo de Evaluación Multicriterio para la selección de sitios prioritarios

Posteriormente con base en los resultados de las ponderaciones y escalas de valores asignados previamente en el análisis multicriterio, mediante el uso de SIG's se identificaron y seleccionaron los núcleos de los fragmentos con las más altas prioridades

El desarrollo de modelos de redes de conectividad ecológica, para dicho modelaje se emplearon las áreas priorizadas, así como un mapa de fricción el cual se generó a partir de una matriz de barreras mediante el cálculo de los costos para atravesar el territorio en función de la presencia de las mismas, para ello, se empleó la herramienta Cost Distance y su función Cost Path de ArcGIS,

Una vez seleccionados los fragmentos de las áreas prioritarios a conectar asignándoseles los valores de fricción de acuerdo a la de prioridad de cada una de las coberturas; de acuerdo al valor mínimo de fricción acumulado a través del desplazamiento de una celda del paisaje a la otra, se modelaron las rutas de conectividad estructural potencial en base a dichos valores de fricción de tipos de uso del suelo del paisaje y tomando en cuenta las rutas de conexión más cortas se crearon los posibles escenarios de Redes Ecológicas de Conectividad Potencial.

Como parte del plan de ordenamiento ecológico del territorio se analizaron la calidad y fragilidad de los recursos naturales

La fragilidad y la calidad ecológica de los recursos naturales se estimaron empleando los siguientes criterios establecidos por el INE (2000). (Anexo 1)

7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Cambio de Uso del suelo

La clasificación del uso de suelo elaborada para el año 2011 resultó con una precisión de 83.1% (Kappa: 0.82) al compararla con la información Inventario Nacional Forestal y de suelos 2011, lo que indica que la información generada en este proyecto para dicho año es confiable y útil para futuros trabajos (Palomeque *et al.* 2017). Así mismo, al emplear el nivel de formación del sistema de clasificación del uso del suelo, la información obtenida respecto al cambio de uso de suelo se vuelve más confiable (Mas *et al.*, 2002). La escala de los insumos, así como a la cual se elaboró el análisis es empleada a nivel regional, puede mostrar sesgos e imprecisiones inherentes al análisis de coberturas sin embargo, permitió tener una perspectiva de la dinámica del uso de suelo.

La representatividad del uso de suelo para cada uno de los años (1976, 1993, 2000 y 2011) se describe en la Tabla 5. El uso de suelo en 1976 (Figura 10) está dominado por el matorral y los cultivos, ocupando cerca del 95% de la extensión total y el resto está representado por bosques y pastizales en menor grado. Sin embargo, en el año 1993 (Figura 11), el matorral registró una pérdida significativa de su extensión (21%); por su parte, los cultivos y pastizales presentaron un incremento del 70% y 115% respectivamente; de igual manera otras coberturas, que incluyen asentamientos humanos, incrementaron en un 94%.

Para los años 2000 y 2011 (Figuras 12 y 13), se observan patrones similares a los años anteriores, con cambios en menor extensión, los matorrales registraron pérdidas del 8% y 6% respectivamente; por su parte los cultivos, destacando el caso de los pastizales, los cuales aumentaron su extensión en un 100% para el año 2000 y 20% para el año 2011.

El análisis de los cambios de cobertura mediante la prueba de Kruskal-Wallis mostró que, las coberturas que presentaron cambios significativos a lo largo del periodo entre 1976 y 2011 fueron los matorrales, cultivos, pastizales y otras coberturas.

Tabla 5 .- Representatividad del uso del suelo en el periodo 1976-2011

Categoría	1976		1993		2000		2011		Cambio absoluto 1976-2011 Km ²
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	
Bosques	263.0	2	251.7	2	247.5	2	245.9	2	-17.1
Cultivos	2,800.2	19	4,755.7	33	4,831.9	33	4,915.2	34	+2,115.0 *
Matorral	11,052.3	76	8,680.7	59	8,014.5	55	7,494.0	51	-3,558.3 *
Otras coberturas	188.8	1	366.1	3	391.5	3	608.1	4	+419.3 *
Otros tipos de vegetación	50.7	0	16.1	0	52.4	0	64.8	0	+14.1
Pastizal	247.0	2	531.7	4	1,064.2	7	1,273.9	9	+1,026.9 *
Total	14,601.9	100	14,601.9	100	14,601.9	100	14,601.9	100	

(Prueba de Kruskal-Wallis .- *p< 0.001)

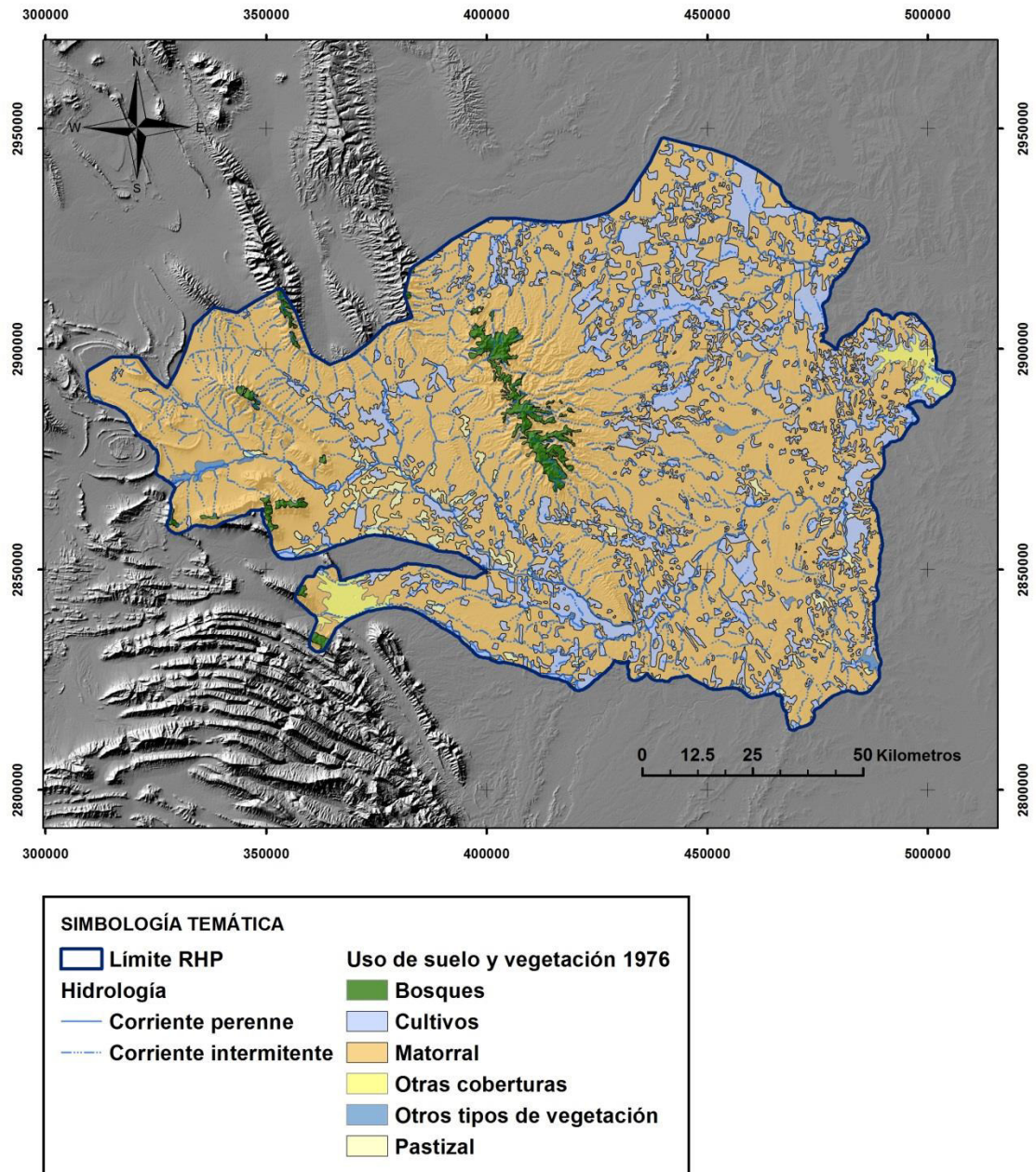


Figura 10.- Mapa de Uso de suelo y vegetación para la RHP del año 1976

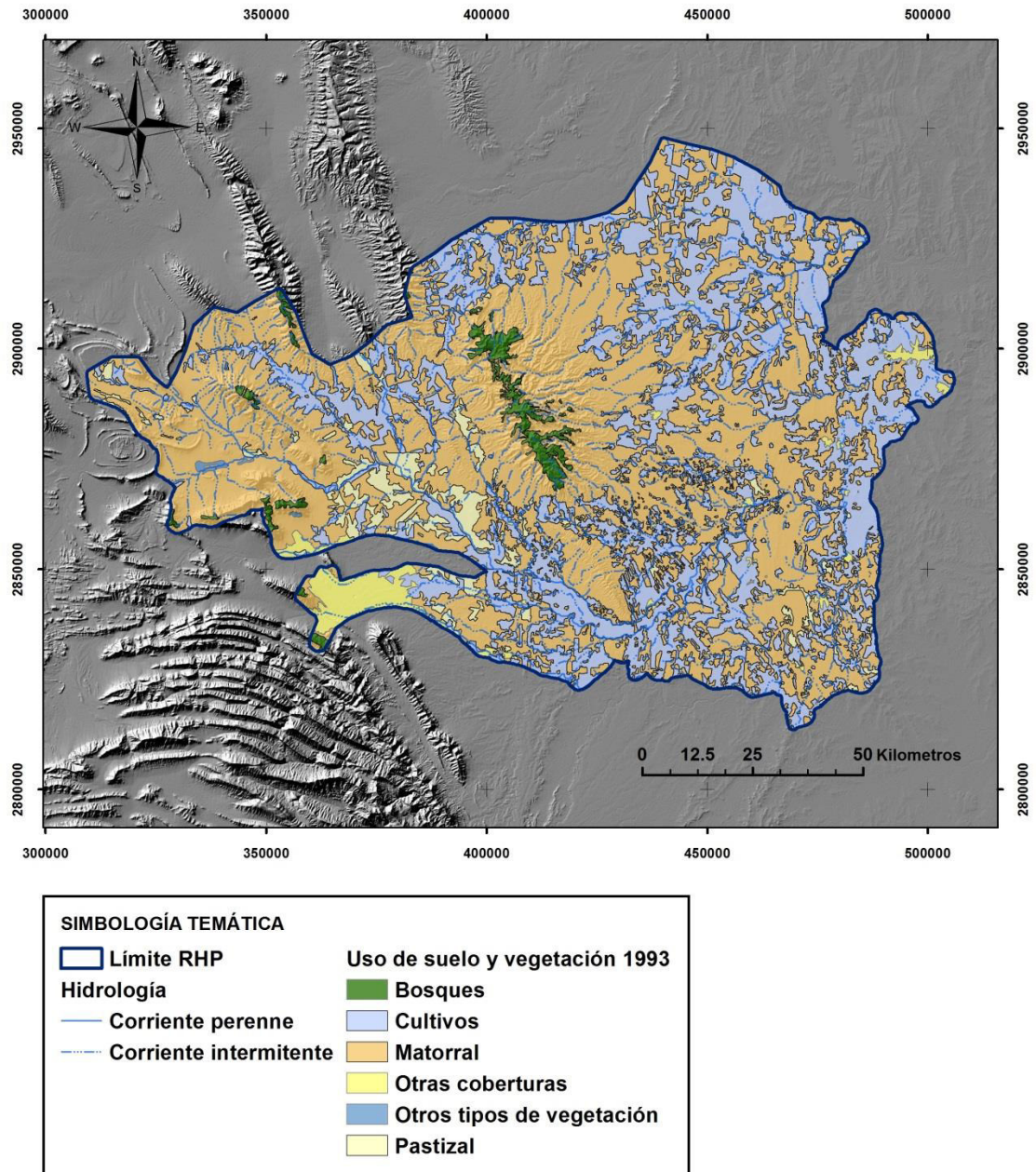


Figura 11 .- Mapa de Uso de suelo y vegetación para la RHP del año 1993

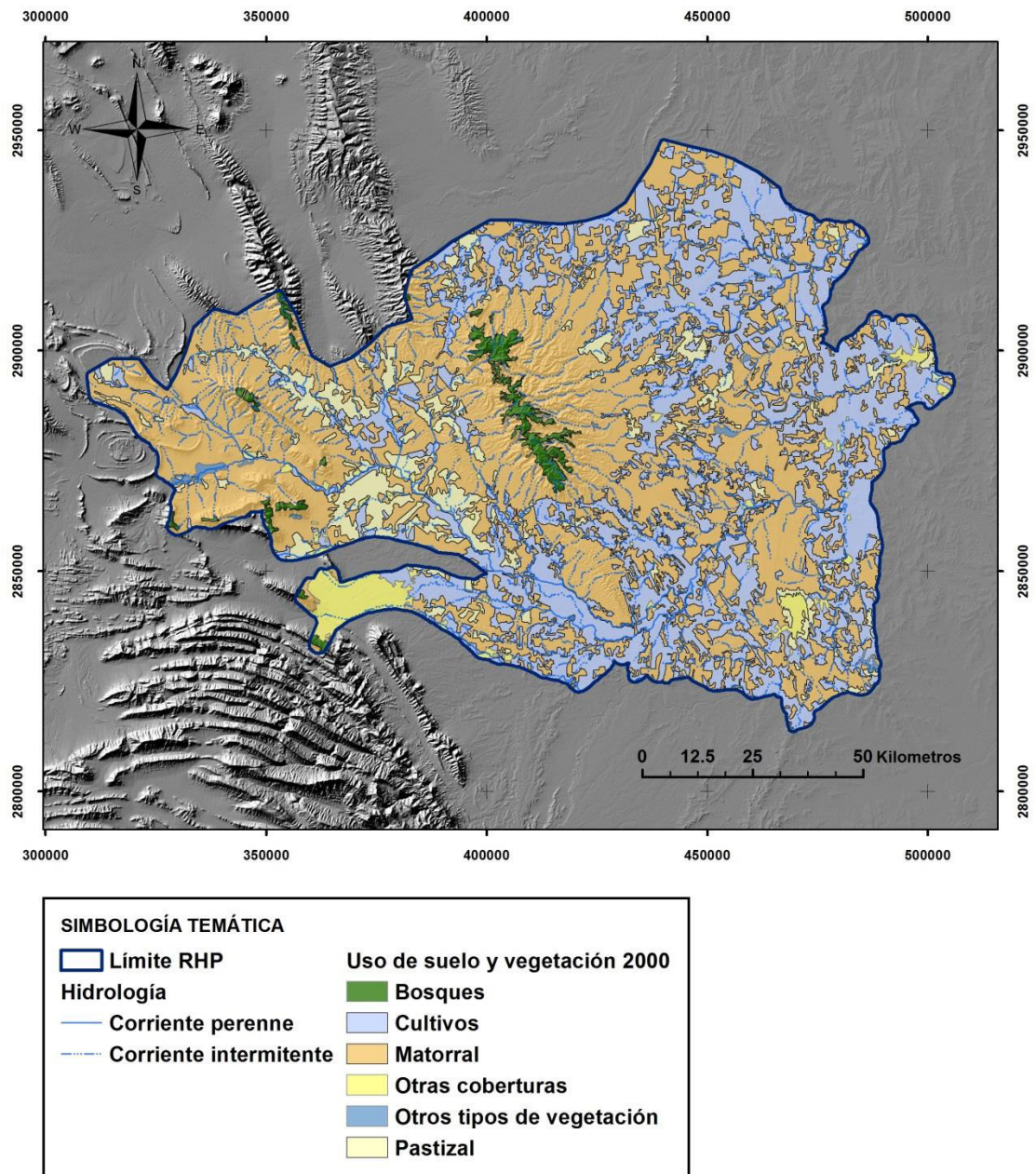


Figura 12 .- Mapa de Uso de suelo y vegetación para la RHP del año 2011

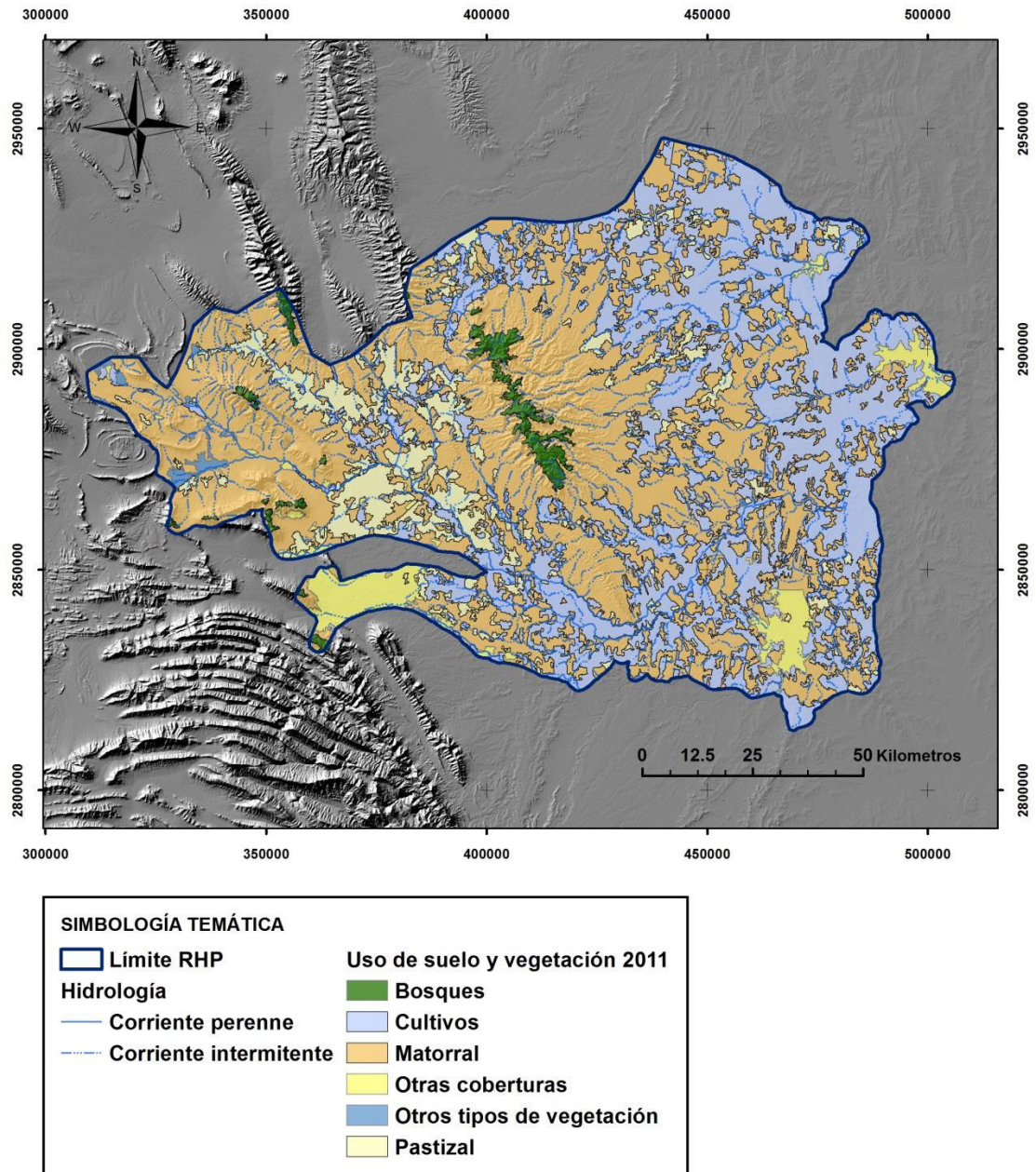


Figura 13 .- Mapa de Uso de suelo y vegetación para la RHP del año 2011

7.1.1 Análisis de pérdidas y ganancias

El análisis de pérdidas y ganancias durante el periodo 1976-1993 (Tabla 6 y Figura 14), mostró que los matorrales son la cobertura que mayor pérdida registró con un 19% del territorio total de la RHP; el resto de las coberturas mostraron pérdidas menores al 3%. Respecto a las ganancias destacaron los cultivos con un incremento del 16 % y el resto de las coberturas con ganancias menores al 3%. La dinámica de intercambio entre coberturas registro los valores más altos para matorrales (5.9%) y cultivos (5.7%), lo que significó que cerca del 12% del territorio fue modificado e involucro alguna de estas coberturas, registrando un cambio neto de -16% y 13 % respectivamente.

Tabla 6.- Área (km²) y % de Pérdidas, Ganancias, Cambio Total, Intercambio y Cambio neto por cobertura de uso de suelo para el periodo 1976-1993. Bosques (BsQ), Cultivo (ClT), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

	1976-1993									
	Pérdidas		Ganancias		Cambio Total		Intercambio		Cambio Neto	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Bsq	-35	-0.2	23.7	0.2	58.7	0.4	47.5	0.3	-11.2	-0.1
ClT	-414	-2.8	2369.4	16.2	2783.3	19.1	827.9	5.7	1955.4	13.4
Mtr	-2803	-19.2	431.4	3	3234.5	22.2	862.8	5.9	-2371.6	-16.2
Ocob	-48.5	-0.3	225.8	1.5	274.2	1.9	96.9	0.7	177.3	1.2
Otv	-39.4	-0.3	4.7	0	44.1	0.3	9.5	0.1	-34.6	-0.2
Pst	-126.1	-0.9	410.9	2.8	537	3.7	252.3	1.7	284.7	2

Porcentaje de pérdidas/ganancias 1976-1993

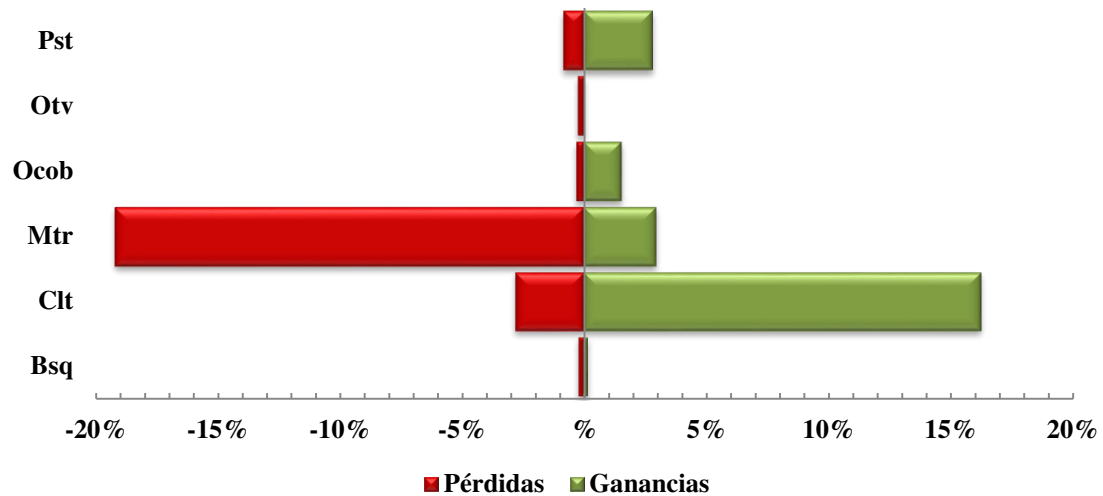


Figura 14.- Cambios de cobertura en términos de ganancias y pérdidas durante el periodo 1976-1993, expresado en porcentaje relativo al área total de la RHP. . Bosques (Bsq), Cultivo (Clt), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

Para el periodo 1993-2000 (Tabla 7 y Figura 15), la tendencia de pérdidas y ganancias se modificaron, los cambios no fueron tan drásticos como en el periodo anterior. La cobertura que registró la mayor pérdida son los matorrales con 8% y los cultivos con 5%. En el caso de ganancias, las cobertura con mayor valor fueron cultivos con un 6%, pastizales con 4.4% y matorrales con 3.3%. En cuanto a la dinámica de intercambio, cultivos y matorrales mostraron los valores más altos con 10.6% y 6.7 % respectivamente, por lo que cerca del 17 % del territorio se modificó involucrando estas coberturas. El cambio más significativo fue la pérdida de 4.6% de matorral y la ganancia de 3.6% de pastizales en el área de la RHP.

Tabla 7.- Área (km²) y % de Pérdidas, Ganancias, Cambio Total, Intercambio y Cambio neto por cobertura de uso de suelo para el periodo 1993-2000. . Bosques (Bsq), Cultivo (Clf), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

	1993-2000									
	Pérdidas		Ganancias		Cambio Total		Intercambio		Cambio Neto	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Bsq	-12.9	-0.1	8.8	0.1	21.7	0.1	17.5	0.1	-4.1	0
Clf	-773.6	-5.3	849.4	5.8	1623	11.1	1547.2	10.6	75.8	0.5
Mtr	-1152.9	-7.9	487.8	3.3	1640.7	11.2	975.7	6.7	-665	-4.6
Ocob	-72.6	-0.5	98.2	0.7	170.8	1.2	145.1	1	25.6	0.2
Otv	-0.8	0	36.9	0.3	37.7	0.3	1.5	0	36.2	0.2
Pst	-109.7	-0.8	641.4	4.4	751.1	5.1	219.4	1.5	531.6	3.6

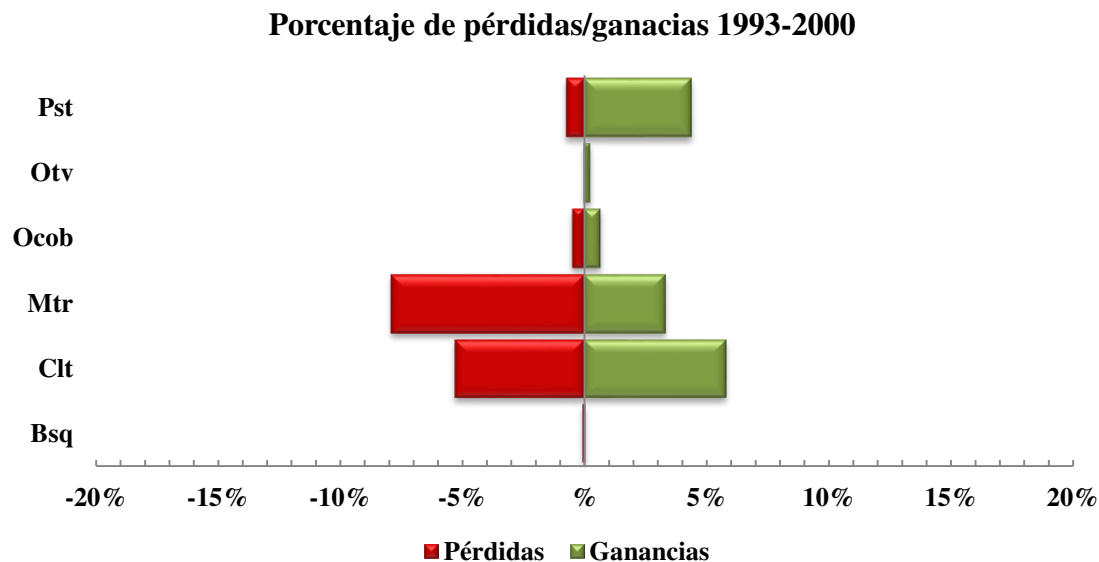


Figura 15.- Cambios de cobertura en términos de ganancias y pérdidas durante el periodo 1993-2000, expresado en porcentaje relativo al área total de la RHP. . Bosques (Bsq), Cultivo (Clf), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

Durante el periodo de 2000-2011 (Tabla 8 y Figura 16), la tendencia es similar al periodo anterior, las coberturas con mayor pérdida fueron los matorrales (8.4%), cultivos (6.1%) y pastizales (2%). En cuanto a las ganancias, las coberturas que registraron valores mal altos fueron los cultivos (6.7%), matorrales (4.9%) y pastizales (3.1%). Nuevamente la dinámica de intercambio muestra que cerca del 22 % del área sufrió algún tipo de cambio de uso de suelo que involucro tanto a cultivos (12.2%) como a matorrales (9.7%). Los cambios más significativos fueron la pérdida de matorrales (3.6%) y la ganancias de otras coberturas (1.5%) y pastizales (1.4%).

Tabla 8.- Área (km²) y % de Pérdidas, Ganancias, Cambio Total, Intercambio y Cambio neto por cobertura de uso de suelo para el periodo 2000-2011. . Bosques (Bsq), Cultivo (Cl), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

	2000-2011									
	Pérdidas		Ganancias		Cambio Total		Intercambio		Cambio Neto	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Bsq	-29.3	-0.2	27.6	0.2	56.9	0.4	55.2	0.4	-1.7	0
Cl	-889.8	-6.1	973.5	6.7	1863.4	12.8	1779.6	12.2	83.7	0.6
Mtr	-1231.8	-8.4	710.3	4.9	1942	13.3	1420.6	9.7	-521.5	-3.6
Ocob	-73.9	-0.5	290.4	2	364.2	2.5	147.7	1	216.5	1.5
Otv	-35.4	-0.2	47.8	0.3	83.2	0.6	70.8	0.5	12.4	0.1
Pst	-240.1	-1.6	450.6	3.1	690.7	4.7	480.1	3.3	210.5	1.4

Porcentaje de pérdidas/ganancias 2000-2011

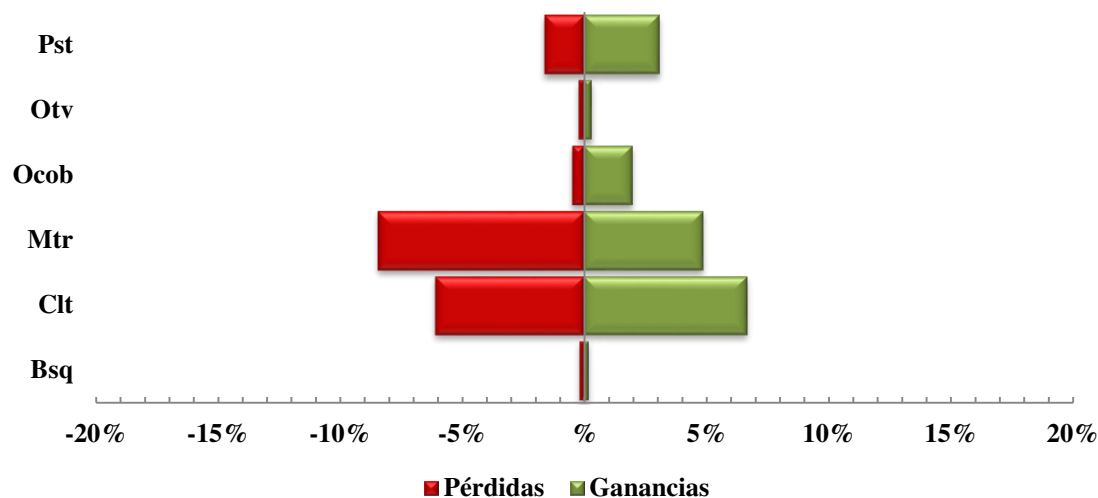


Figura 16.- Cambios de cobertura en términos de ganancias y pérdidas durante el periodo 2000-2011, expresado en porcentaje relativo al área total de la RHP. . Bosques (Bs), Cultivo (Cl), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

De manera general, durante todos los periodos analizados, 1976-1993, 1993-2000 y 200-2011, la cobertura de los matorrales fue la más afectada, registrando pérdidas para cada uno de ellos, acentuando un proceso de degradación ambiental, con tasas de deforestación del 0.33% anual y que propiciado un proceso de desertificación con efectos a nivel nacional (SEMARNAT, 2013); el patrón de pérdida de matorrales está aunado a el incremento de pastizales y cultivos derivados de actividades antrópicas como lo registrado por Lambin 1994; Rosete *et al.* 2008; Challenger *et al.* 2009; Pineda *et al.* 2009 y Pérez *et al.* 2012; así mismo de acuerdo a Vela y Lozano (2010), para el año 2030 se proyectan incrementos de pastizales en un 10% y cultivos en un 5% en la región noreste del país.

La tendencia de expansión de los terrenos dedicados a la ganadería (pastizales) y la agricultura (cultivos), resulta ser un factor importante de deterioro ambiental, ya que se registraron ganancias en el rango del 5% y 14% respectivamente en diversos estudios a nivel regional y nacional durante el periodo de 1993-2000 (Vela *et al.*, 2007a y SEMARNAT, 2013), reflejándose en el reporte por SAGARPA (2001), donde estos terrenos ocupaban aproximadamente el 57% del territorio nacional.

A pesar de la tendencia generalizada de pérdida de cobertura de matorral, se han reportado aumentos en el mismo (López *et al.* 2006, Valenzuela *et al.* 2007 y Rosete *et al.* 2008) debido al abandono de zonas agrícolas registrando una tasa de cambio positivas, lo que indica que en algunas regiones del país a pesar de ser considerada como vegetación de sucesión en zonas de disturbio y causar impactos negativos en el ambiente, aun juega un rol importante en el ecosistema principalmente en lo referente al mantenimiento de bienes y servicios ambientales, tales como la diversidad biológica, la protección y conservación de los suelos.

7.1.2 Dinámica del Cambio de Uso de Suelo

Aproximadamente la mitad del territorio nacional ha sido modificado principalmente por actividades antrópicas con un importante incremento de los Pastizales y Cultivos resultando los Matorrales de los más afectados en referencia a su extensión original de acuerdo a diversos estudios realizados a nivel nacional (Lambin 1994; Rosete *et al.* 2008 ; Challenger *et al.* 2009, Pineda *et al.* 2009, Pérez *et al.* 2012) con una tasa de deforestación del 0.33% anual (SEMARNAT 2005a); mostrando escenarios de tendencia de cambio del uso del suelo similares para el 2010 y 2030 en la región norte del país por Vela y Lozano 2010 y Mireles 2013.

A partir del análisis de la matriz de cambios entre categorías (Tabla 9 y la matriz de probabilidad (Tabla 10), se observó que, particularmente para el periodo comprendido entre 1976 a 1993 (Figura 17 y 18), la principal transición que resultó de índole sistemática, fue la de matorrales a cultivos y pastizales; otra transición que mostró una probabilidad alta fue las de pastizales a cultivos (0.19), sin embargo, esta transición se consideró como aleatoria; así mismo, se registró el cambio de pastizales tanto a matorrales (0.22) como a cultivos (0.19), lo que representa una gran tendencia de modificación hacia estos usos de suelo por parte de los pastizales, similar a la registrada por Masera *et al.* (1997), sin embargo, las transiciones se consideraron producto de un cambio aleatorio debido a su representatividad en el área.

Tabla 9 .- Matriz de Cambio de Uso de Suelo en Km² para los periodos 1976-1993, 1993-2000 y 2000-2011

		1993						Total
		Bosques	Cultivos	Matorral	Otras coberturas	Otros tipos de vegetación	Pastizal	
1976	Bosques	228.00	0.00	34.86	0.00	0.00	0.11	262.97
	Cultivos	0.00	2386.27	305.79	44.41	0.00	63.75	2800.22
	Matorral	23.57	2272.13	8249.25	156.57	4.73	346.04	11052.29
	Otras coberturas	0.00	47.64	0.57	140.31	0.00	0.25	188.77
	Otros tipos de vegetación	0.00	1.70	36.93	0.00	11.36	0.72	50.71
	Pastizal	0.16	47.92	53.27	24.78	0.00	120.83	246.96
	Total	251.73	4755.66	8680.67	366.07	16.09	531.70	14601.92
		2000						Total
		Bosques	Cultivos	Matorral	Otras coberturas	Otros tipos de vegetación	Pastizal	
1993	Bosques	238.82	0.00	12.37	0.54	0.00	0.00	251.73
	Cultivos	0.00	3982.03	420.78	14.82	0.73	337.30	4755.66
	Matorral	8.26	768.14	7527.74	64.73	32.35	279.45	8680.67
	Otras coberturas	0.00	28.84	15.59	293.48	3.55	24.61	366.07
	Otros tipos de vegetación	0.00	0.00	0.76	0.00	15.33	0.00	16.09
	Pastizal	0.51	52.45	38.38	18.09	0.29	421.98	531.70
	Total	247.51	4831.91	8015.62	391.66	52.25	1063.34	14601.92
		2011						Total
		Bosques	Cultivos	Matorral	Otras coberturas	Otros tipos de vegetación	Pastizal	
2000	Bosques	218.08	0.00	29.43	0.00	0.00	0.00	247.51
	Cultivos	0.00	3941.52	516.49	142.31	7.83	223.76	4831.91
	Matorral	27.71	896.76	6782.46	79.00	32.89	195.67	8015.62
	Otras coberturas	0.11	24.48	19.41	317.78	0.25	29.46	391.66
	Otros tipos de vegetación	0.00	0.39	27.55	6.47	16.94	1.01	52.25
	Pastizal	0.00	52.05	118.65	62.59	6.88	824.00	1063.34
	Total	245.89	4915.19	7493.99	608.15	64.79	1273.91	14601.92

Tabla 10.- Matriz de Probabilidad de Cambio de Uso de Suelo periodos 1976-1993, 1993-2000 y 2000-2011

		1993					
		Bosques	Cultivos	Matorral	Otras coberturas	Otros tipos de vegetación	Pastizal
1976	Bosques	0.87	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00
	Cultivos	0.00	0.85	0.11	0.02	0.00	0.02
	Matorral	0.00	0.21	0.75	0.01	0.00	0.03
	Otras coberturas	0.00	0.25	0.00	0.74	0.00	0.00
	Otros tipos de vegetación	0.00	0.03	0.73	0.00	0.22	0.01
	Pastizal	0.00	0.19	0.22	0.10	0.00	0.49
		2000					
		Bosques	Cultivos	Matorral	Otras coberturas	Otros tipos de vegetación	Pastizal
1993	Bosques	0.95	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00
	Cultivos	0.00	0.84	0.09	0.00	0.00	0.07
	Matorral	0.00	0.09	0.87	0.01	0.00	0.03
	Otras coberturas	0.00	0.08	0.04	0.80	0.01	0.07
	Otros tipos de vegetación	0.00	0.00	0.05	0.00	0.95	0.00
	Pastizal	0.00	0.10	0.07	0.03	0.00	0.79
		2011					
		Bosques	Cultivos	Matorral	Otras coberturas	Otros tipos de vegetación	Pastizal
2000	Bosques	0.88	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00
	Cultivos	0.00	0.82	0.11	0.03	0.00	0.05
	Matorral	0.00	0.11	0.85	0.01	0.00	0.02
	Otras coberturas	0.00	0.06	0.05	0.81	0.00	0.08
	Otros tipos de vegetación	0.00	0.01	0.53	0.12	0.32	0.02
	Pastizal	0.00	0.05	0.11	0.06	0.01	0.77

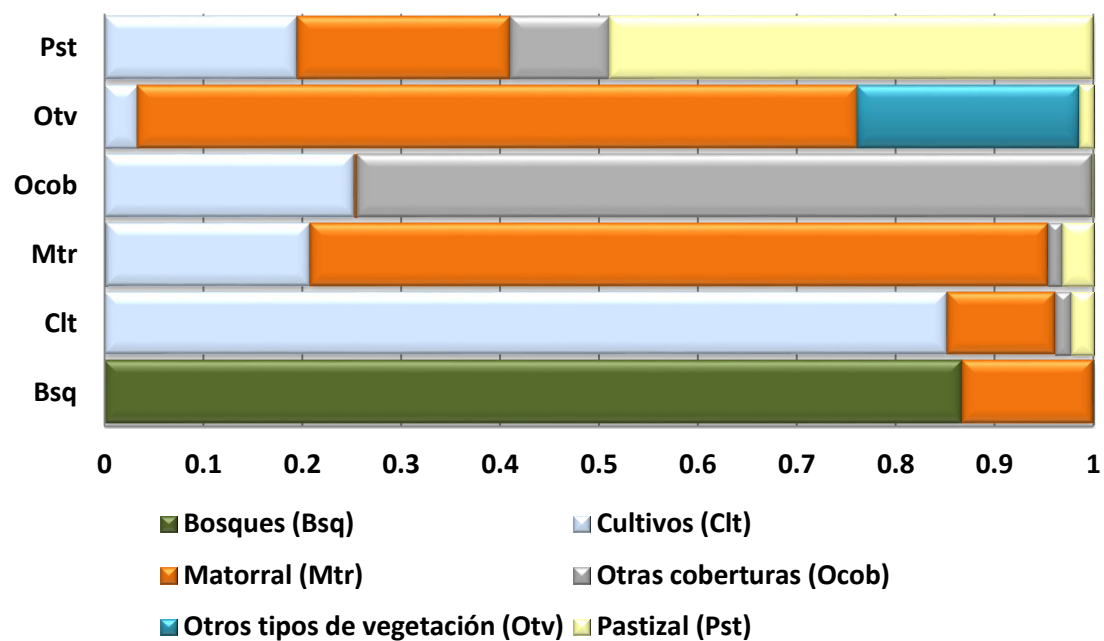


Figura 17.- Probabilidad de Cambio/Persistencia de Uso de Suelo durante el periodo 1976-1993. El eje vertical indica la categoría de origen y las barras la probabilidad de permanencia o de cambio hacia otra categoría. . Bosques (Bsq), Cultivo (Clc), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

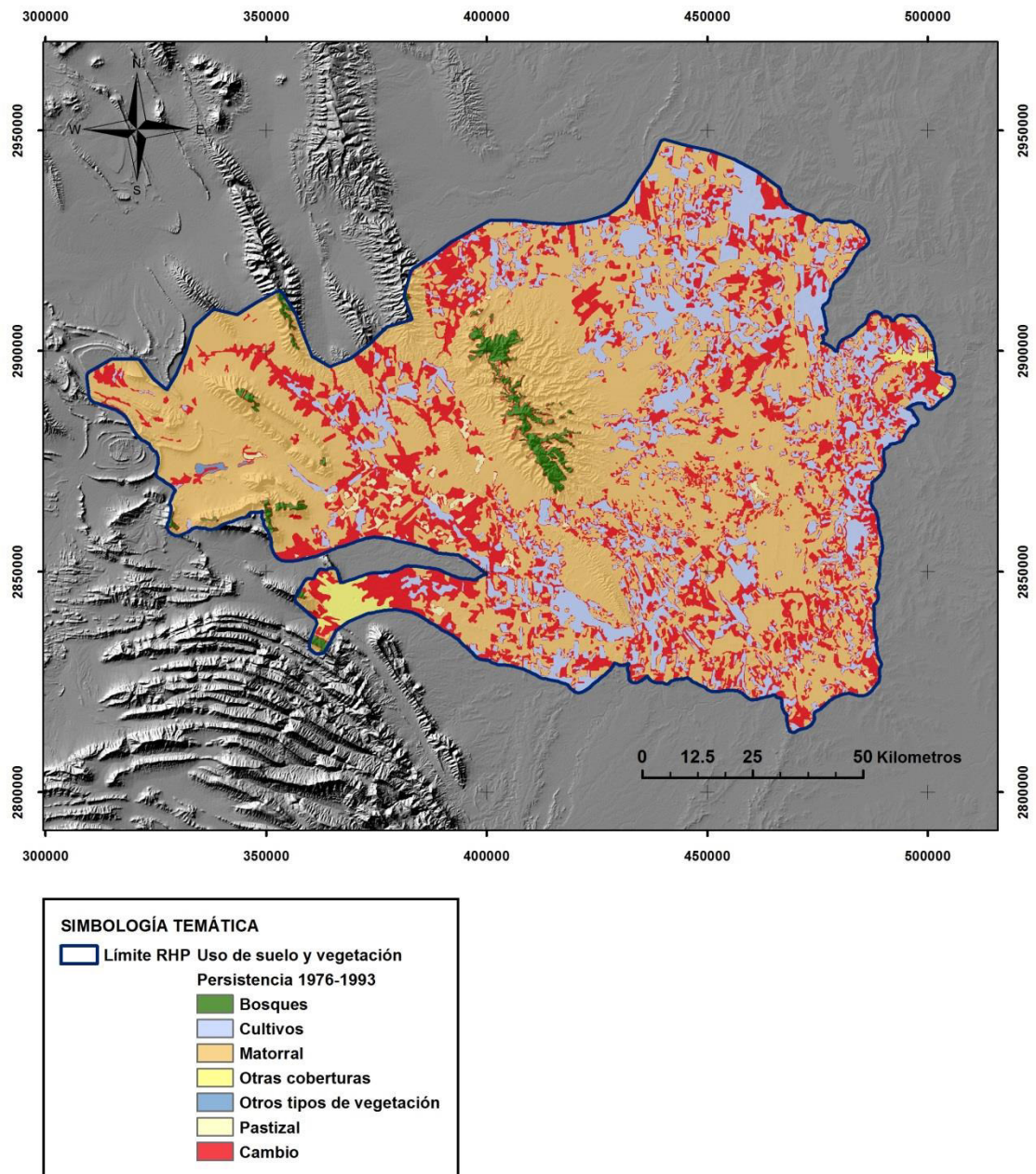


Figura 18.- Mapa de Persistencia y Cambios de Uso de suelo y vegetación para la RHP del periodo 1976-1993

Durante el periodo de 1993-2000 los cambios de uso de suelo no fueron tan drásticos (Figuras 19 y 20) , registrándose principalmente el cambio de Matorrales (768.14 km²) y Pastizales (52.45km²) a Cultivos con una probabilidad de 0.09 y 0.10 respectivamente, así como el de Cultivos a Matorrales (420.78 km²) con una probabilidad de 0.09, sin embargo resultaron ser transiciones aleatorias. Por otra parte las transiciones de cultivos y matorrales a pastizales, resultaron ser de carácter sistemático, a pesar de que por su extensión no fueron tan significativos. Los terrenos dedicados a la ganadería como los Pastizales y la agricultura (Cultivos) se expandieron aumentando su superficie principalmente durante el periodo de 1993 al 2000 en un 5% y 14% respectivamente, con patrones similares a los registrados por Challenger 1998; SEMARNAT 2006; Vela et al. 2007a), resultando ser un factor importante de cambio de uso de suelo ya que de acuerdo con SAGARPA en 2001, estos terrenos ocupaban cerca del 57% del territorio nacional.

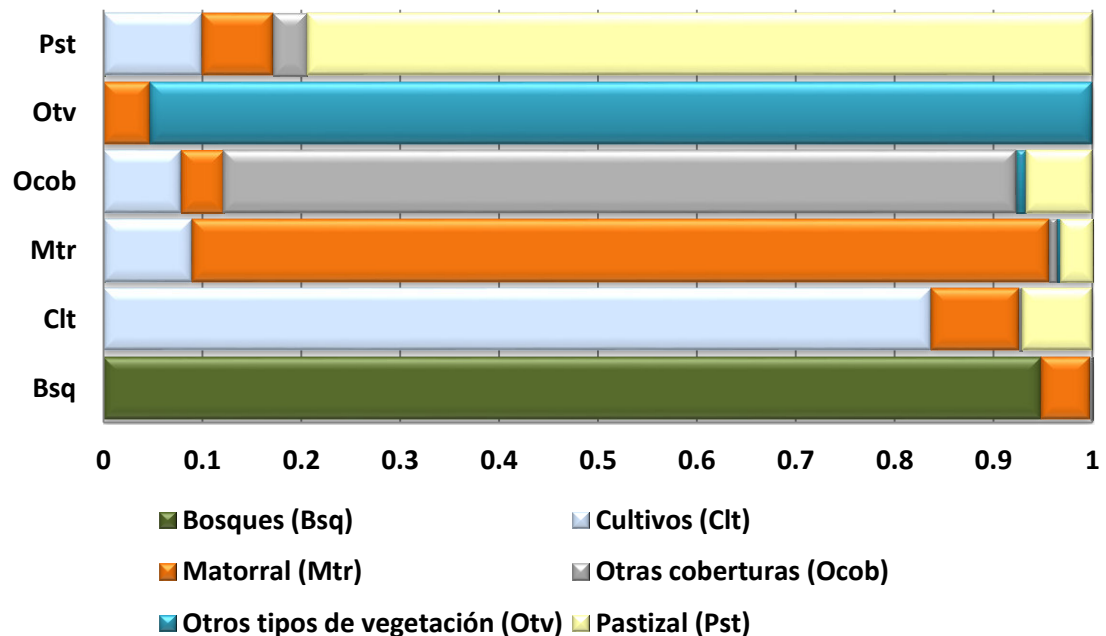


Figura 19.- Probabilidad de Cambio/Persistencia de Uso de Suelo durante el periodo 1993-2000. El eje vertical indica la categoría de origen y las barras la probabilidad de permanencia o de cambio hacia otra categoría. . Bosques (Bsq), Cultivo (Clc), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

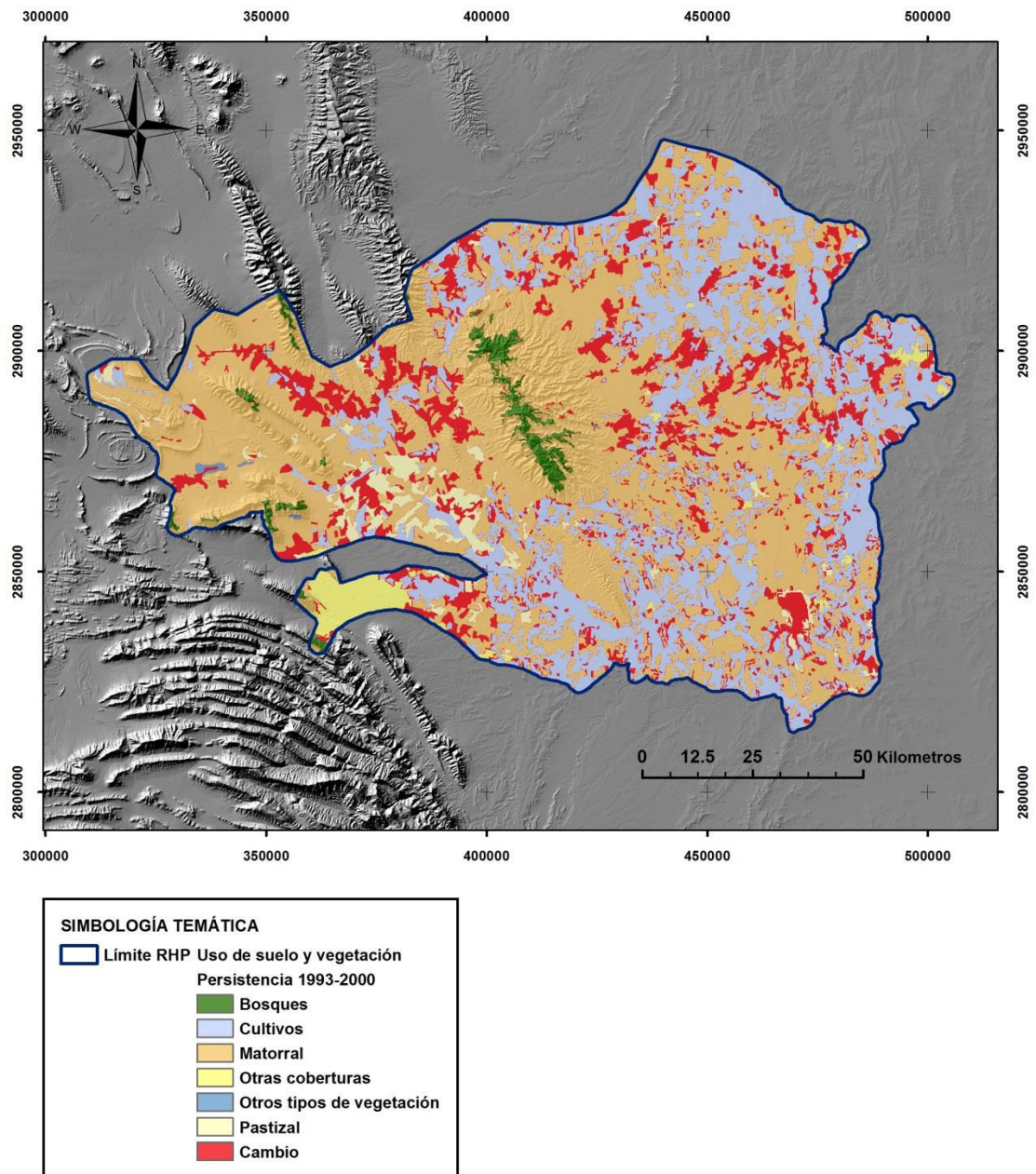


Figura 20.- Mapa de Persistencia y Cambios de Uso de suelo y vegetación para la RHP del periodo 1993-2000

Para el periodo del 2000 al 2011 (Figuras 21 y 22) se observa la misma tendencia respecto a la sustitución de matorrales (896.76km^2) y pastizales (52.05km^2) por cultivos, similar a la reportada para el periodo de 1990 a 2010 de acuerdo con Velázquez *et al.* (2002), Mas *et al.* (2004), Pérez *et al.* (2012), Moreno y García (2012) y Monroy (2013). Las transiciones de cultivos y otras coberturas a pastizales, así como cultivos y pastizales a otras coberturas mostraron cambios significativos al resultar de carácter sistemático.

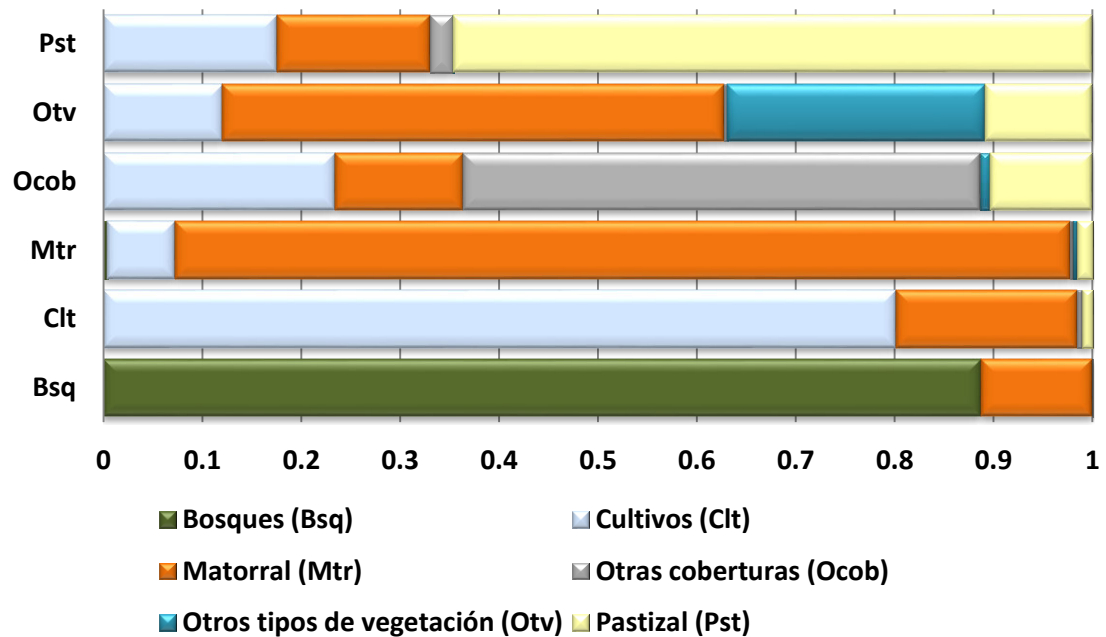


Figura 21.- Probabilidad de Cambio/Permanencia de Uso de Suelo durante el periodo 2000-2011. El eje vertical indica la categoría de origen y las barras la probabilidad de permanencia o de cambio hacia otra categoría. . Bosques (Bsq), Cultivo (Clc), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

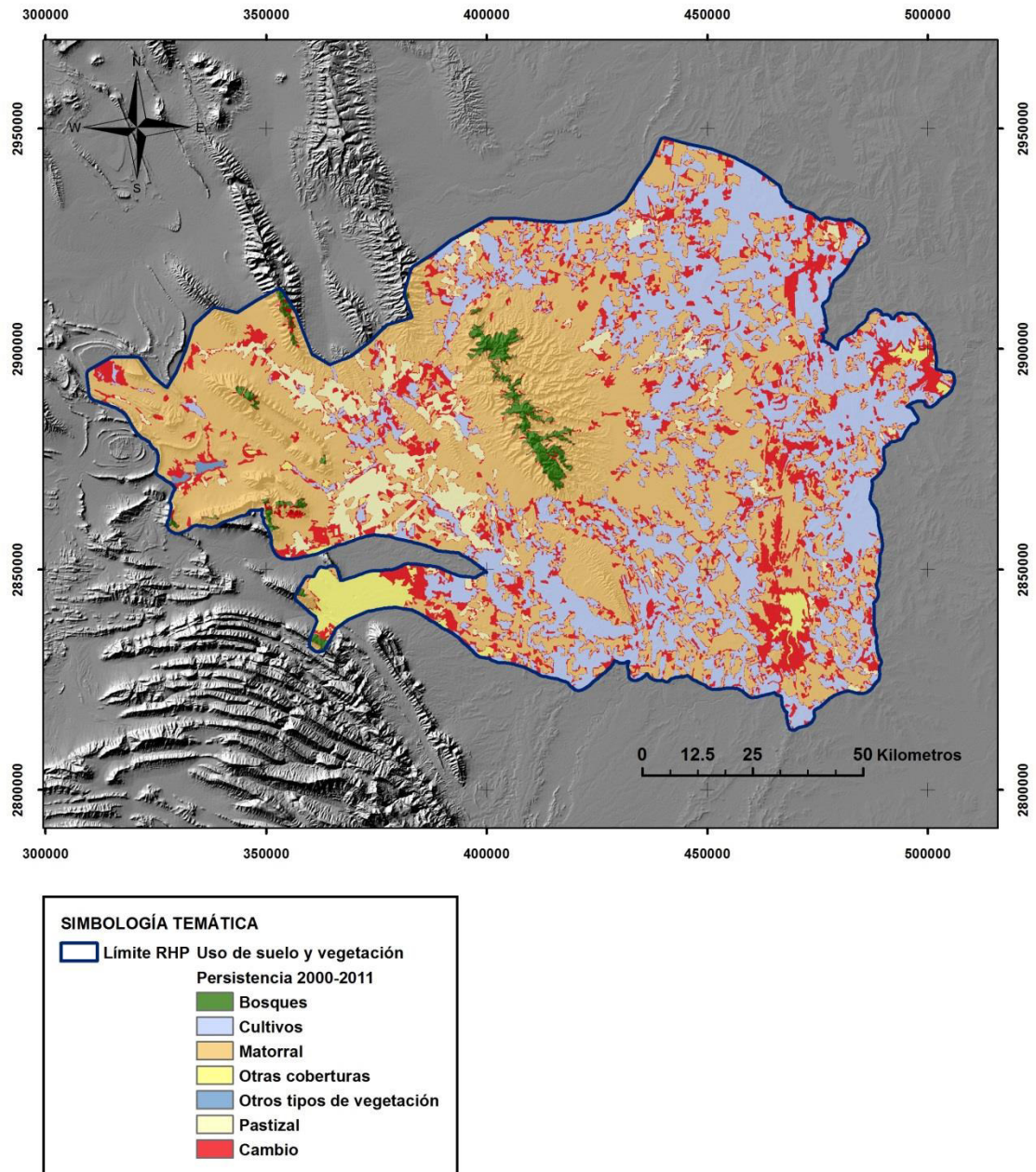


Figura 22.- Mapa de Persistencia y Cambios de Uso de suelo y vegetación para la RHP del periodo de 2000-2011

De manera general durante el periodo comprendido entre 1976 a 2011 (Tabla 11) (Figuras 23 y 24)), los usos de suelo naturales (Matorrales y Bosques) fueron los más afectados con pérdidas de aproximadamente un 25%, y con tendencias similares para el 2030 (Vela

y Lozano 2010); acentuándose un proceso de degradación ambiental de los matorrales lo que conlleva a un proceso de desertificación (SEMARNAT 2005a).

Tabla 11.- Área (km²) y % de Pérdidas, Ganancias, Cambio Total, Intercambio y Cambio neto por cobertura de uso de suelo para el periodo 1976-2011. Bosques (Bsq), Cultivo (Clf), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

1976-2011										
	Pérdidas		Ganancias		Cambio Total		Intercambio		Cambio Neto	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Bsq	-49	-0.3	31.9	0.2	80.8	0.6	63.8	0.4	-17.1	-0.1
Clf	-694.4	-4.8	2809.2	19.2	3503.5	24	1388.7	9.5	2114.8	14.5
Mtr	-4021.4	-27.5	463.4	3.2	4484.8	30.7	926.8	6.3	-3558	-24.4
Ocob	-5.2	0	424.5	2.9	429.7	2.9	10.4	0.1	419.3	2.9
Otv	-32.5	-0.2	46.5	0.3	79.1	0.5	65.1	0.4	14	0.1
Pst	-113.2	-0.8	1140.1	7.8	1253.4	8.6	226.4	1.6	1026.9	7

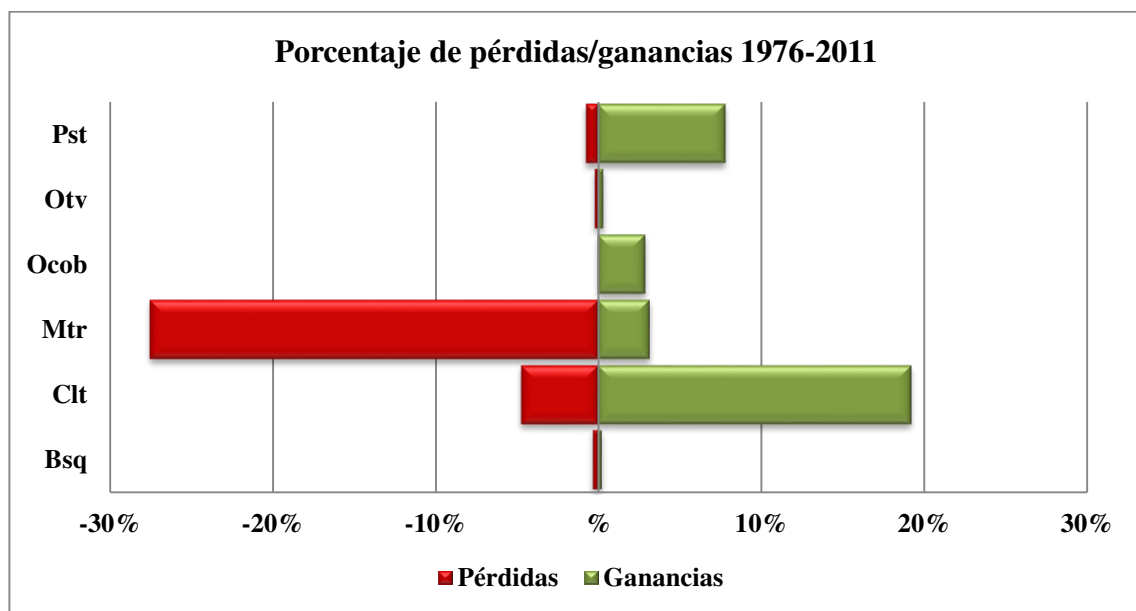


Figura 23.- Cambios de cobertura en términos de ganancias y pérdidas durante el periodo 1976-2011, expresado en porcentaje relativo al área total de la RHP. Bosques (Bsq), Cultivo (Clf), Matorral (Mtr), Otras coberturas (Ocob), Otros tipos de vegetación (Otv) y Pastizal (Pst).

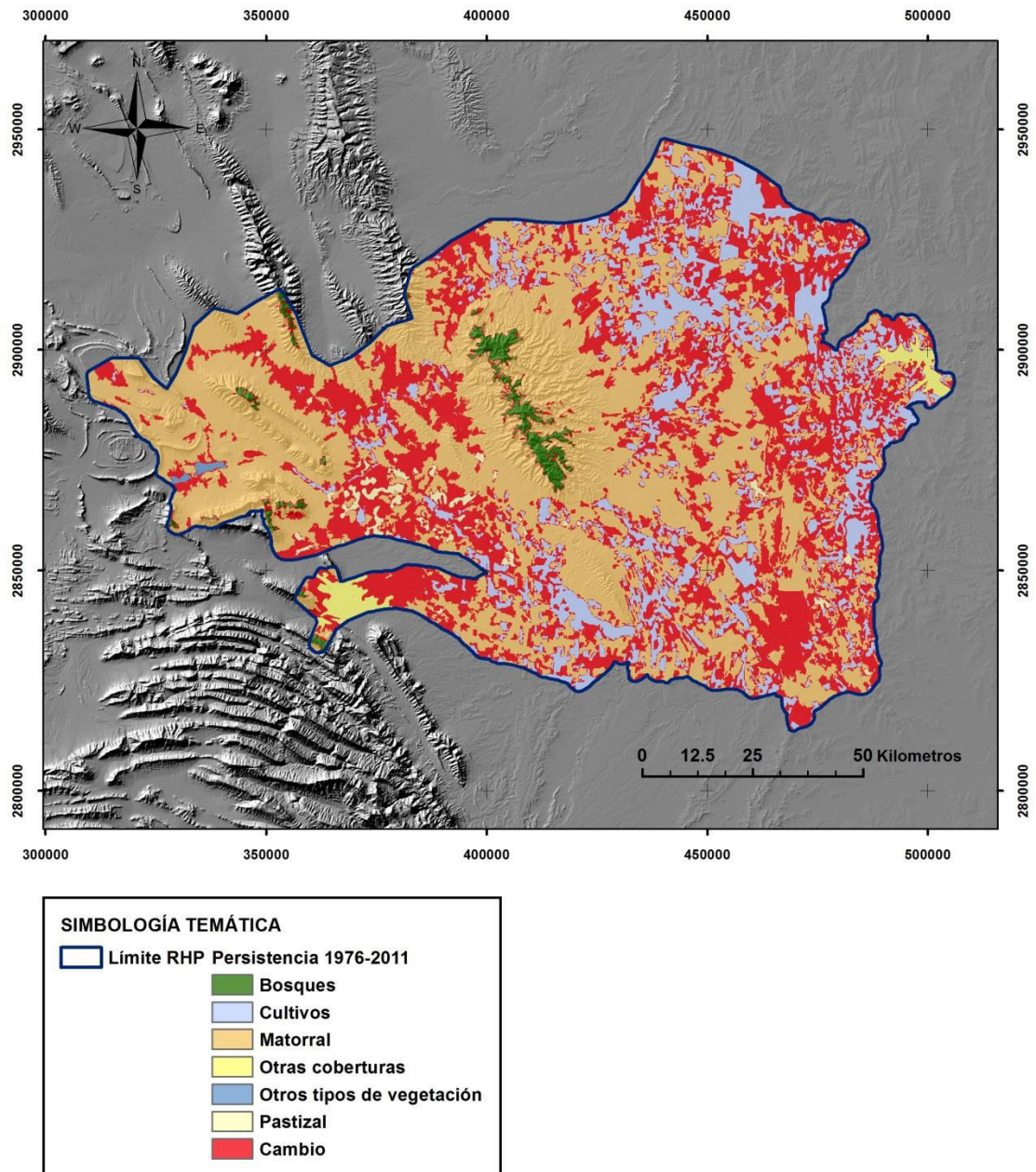


Figura 24.- Mapa de Persistencia y Cambios de Uso de suelo y vegetación para la RHP del periodo de 1976-2011

El aumento en el uso de suelos antropogénicos (cultivos y urbanos) se debe principalmente a un aumento de los terrenos agrícolas y de cultivo. Un factor decisivo en las trayectorias que ha presentado el cambio en la cobertura de la RHP hacia estos usos de

suelo es que, se localiza en una zona en la cual se concentra gran parte de la población del estado, la cual, mostro cambios significativos, al incrementar de 1;694,000 habitantes en 1970 (INEGI, 1970) a 3;550,000 en 1995 (INEGI, 1995) y 4;653,458 en 2010 (INEGI, 2010).

El aumento en la población, ha resultado en el incremento de la demanda de terrenos para satisfacer las necesidades productivas y de consumo de la población; propiciando la degradación de las coberturas de vegetación nativa (matorrales y pastizales), debido a que, las tierras dedicadas a la producción de ganado han soportado poblaciones que exceden el coeficiente de agostadero permisible (SEMARNAT 2013; Vela *et al.* 2007a; Vela *et al.* 2007b), así como a la presencia de áreas con vegetación secundaria (Vela y Lozano 2007c) y al aprovechamiento de recursos maderables enfocadas a la extracción tanto con fines comerciales así como por la población local (Ortega, 2011).

7.1.3 Tasa de Cambio de Uso de Suelo

Las tasas de cambio de uso del suelo (Figura 25) entre 1976–1993 son mayores que las registradas entre 1993 y 2000 para casi todas las coberturas a excepción de los pastizales y otros tipos de vegetación lo que refleja un escenario que sigue la tendencia reportada por SEMARNAT (2013), sin embargo para el periodo 2000-2011 destaca el incremento de otras coberturas que incluye asentamientos humanos y cuerpos de agua (4% anual), lo que significa que el proceso de urbanización se está generalizando en gran parte del territorio nacional con tasas hasta del 8 % anual registradas por Castelán *et al.* (2007) y Pérez *et al.* (2012).

De manera particular para el periodo 1976-1993 destacan las coberturas antrópicas principalmente los cultivos y pastizales con tasas de aumento de 3.16% y 4.61% respectivamente así como otras coberturas con una tasa de 3.97; respecto a las tasas de perdida, otros tipos de vegetación muestran la tasa más grande (-6.53%) seguida de los matorrales con -1.41%.

Durante el periodo 1993 -2000 destacan los pastizales con una tasa de aumento del 10.41% anual así como otras coberturas con una tasa de 0.97 %, contrastando con lo registrado

por Pérez *et al.* 2012, donde los pastizales registraron una tasa negativa de -1.2 %; sin embargo, en dicho periodo tanto los matorrales como los bosques siguen mostrando tasas de cambio negativas del -1.13% y -0.24% respectivamente muy por arriba de la tasa registrada nivel nacional (-0.33 y -0.52) para mismo periodo por Velázquez *et al.*, (2002) y Mas *et al.* (2004) y mucho mayor que la registrada para la región oeste de la cuenca (-0.1 %) por Pérez *et al.* (2012)

Durante el periodo del 2000 al 2011 las tasa de cambio con mayor magnitud fue la de otras coberturas con una tasa de aumento del 4.08 %, sin embargo Platas *et al.* (2007) registro tasas hasta del 12%; dichas coberturas incluyen asentamientos humanos, así como cuerpos de agua, los cuales, debido a diversos eventos meteorológicos, alcanzaron su niveles máximos extraordinarios en el 2003 de acuerdo a los registros de CONAGUA (2009), impactando a la vegetación que en años previos se encontraba dentro de los límites del vaso.

Por otra parte los pastizales y otros tipos de vegetación también mostraron tasas de cambio positivas del 1.66% y 1.97 % respectivamente, durante el periodo la cobertura con mayor tasa de perdida fueron los matorrales (- 0.61%) y los bosques (-0.06%) contrario a lo registrado por Platas *et al.* (2007).

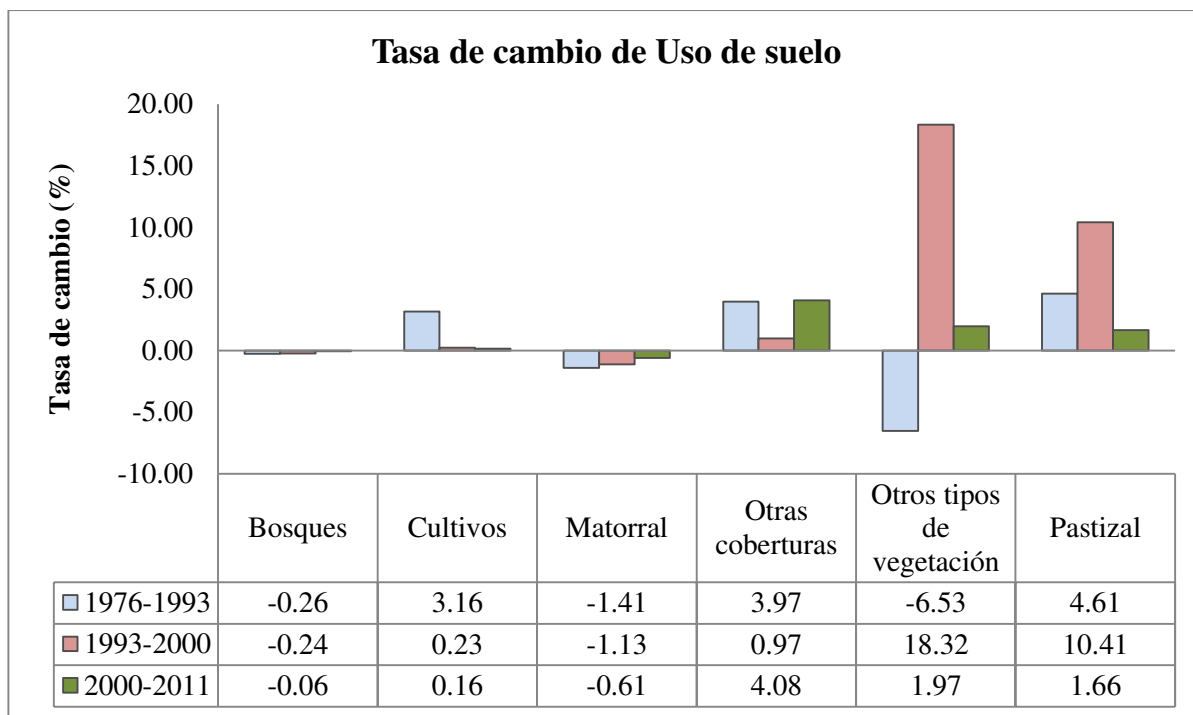


Figura 25.- Tasa de cambio (% anual) de Uso de Suelo periodos 1976-1993, 1993-2000 y 2000-2011

La dinámica de cambio de uso de suelo mostrada en la RHP, es resultado de la gran actividad productiva de la cuenca Rio Bravo-San Juan, la cual es una de las que más aporta al PIB nacional y por lo tanto muestra una gran tasa de sustitución de diversos usos de suelo por coberturas antrópicas. En gran parte de la región las alternativas de uso de suelo con aprovechamiento de recursos maderables se enfocan en la extracción tanto con fines comerciales así como por la población local. Las actividades de productividad se enfocan en la agricultura de riego, temporal, pastizales así como actividades pecuarias como el pastoreo, principalmente de agostaderos naturales el cual compite con la agricultura por el uso de suelo (Ortega 2011).

Dichos cambios conllevan a diversas consecuencias en los ecosistemas, dentro de las cuales se destacan los cambios en la estructura del sistema hídrico (calidad del agua) y socioeconómico (productividad sectorial) a nivel de cuencas (Monroy 2013, Khadka 2014) afectando la capacidad de bienes y servicios que se proveen y la pérdida de diversidad biológica en distintos grupos taxonómicos (Ceballos y Ehrlich 2002, Martínez *et al.* 2009, Newbold *et al.* 2014), así como la sobreexplotación del recurso hídrico (Arriaga *et al.* 2002, Esquivel 2012), las subcuencas de la zona, presentan un déficit en la

disponibilidad del agua superficial, debido a que se encuentra comprometida para los distintos distritos de riego dentro de la cuenca y aguas abajo (Navar y Rodriguez, 2002 y Ortega, 2011); así mismo, el reemplazo de coberturas con vegetación densa como pastizales y matorrales, conlleva a cambios en la disponibilidad de aguas subterráneas (Mendoza *et al.*, 2010). Por otra parte, se registró un incremento en las descargas a los afluentes por los diversos sectores productivos (Monroy, 2013). En cuanto a el cambio climático, de acuerdo a una proyección para el año 2080, en el estado de Nuevo León, se presentará un déficit de precipitación y un aumento de la temperatura de hasta de 3 °C (Cabral *et al.*, 2010), implicando posibles impactos a los bosques, matorrales y cultivos principalmente, lo que podría agudizar dichas tendencias.

7.2 Densidad de cobertura

El análisis de la cobertura del suelo obtenido a partir cálculo del Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) (Figura 26), permitió estimar que en 1993 cerca del 70% de la superficie de la RHP registro valores que indican algún tipo de cobertura vegetal con vigor y salud de la cual 57% presenta densidad de cobertura baja 10% media y solo el 2% densidad alta, mientras que el restante 30% no muestra cobertura alguna o con poco vigor.

Para el año 2000 los resultados observados difieren de los observados en 1993, de la extensión total del área el 65% muestra suelo desnudo y solo el 35% muestra alguna cobertura del cual el 30% es cobertura baja, 4% media y 1% alta. Para el año 2011 la cobertura vegetal que presento el área de la RHP se volvió a modificar, registrando valores similares a los presentados en 1993 con 38% de suelo desnudo , 57% con cobertura vegetal de baja densidad y 5% con densidad media y menos del 1% densidad alta.

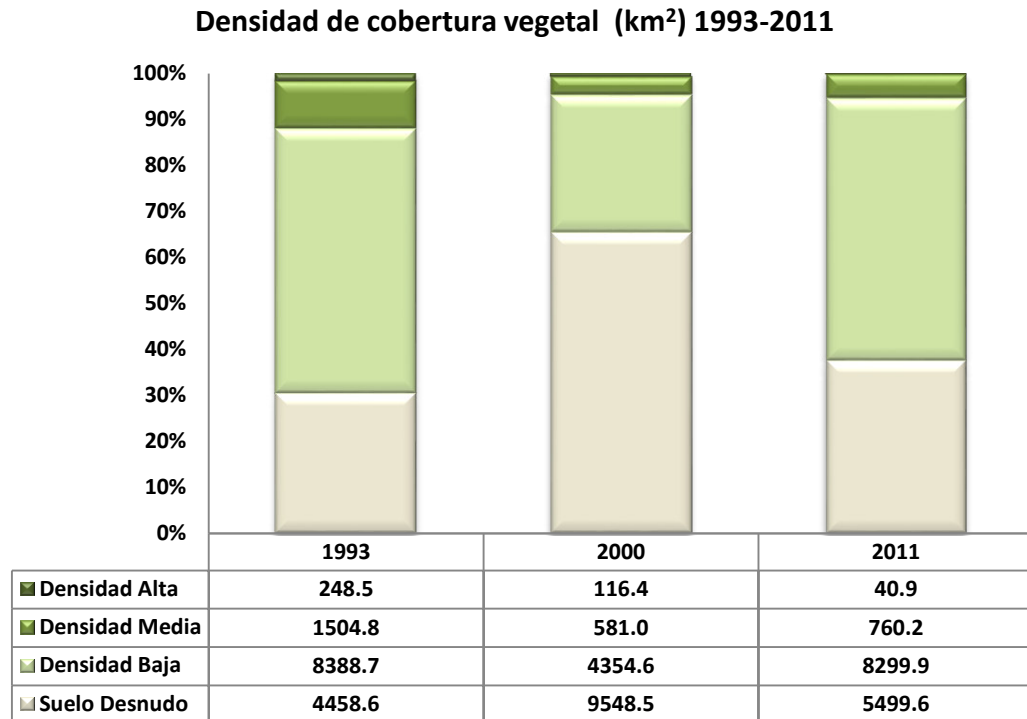


Figura 26.- Densidad de cobertura vegetal (km²) para el periodo 1993-2011

El valor promedio del NDVI para cada categoría de uso de suelo en el año 1993 (Figura 27), mostró que la vegetación de los bosques presentan un vigor que permite diferenciarlo del resto de las coberturas, sin embargo, otras coberturas y otros tipos de vegetación muestran valores que no permitirían distinguirlos del suelo desnudo.

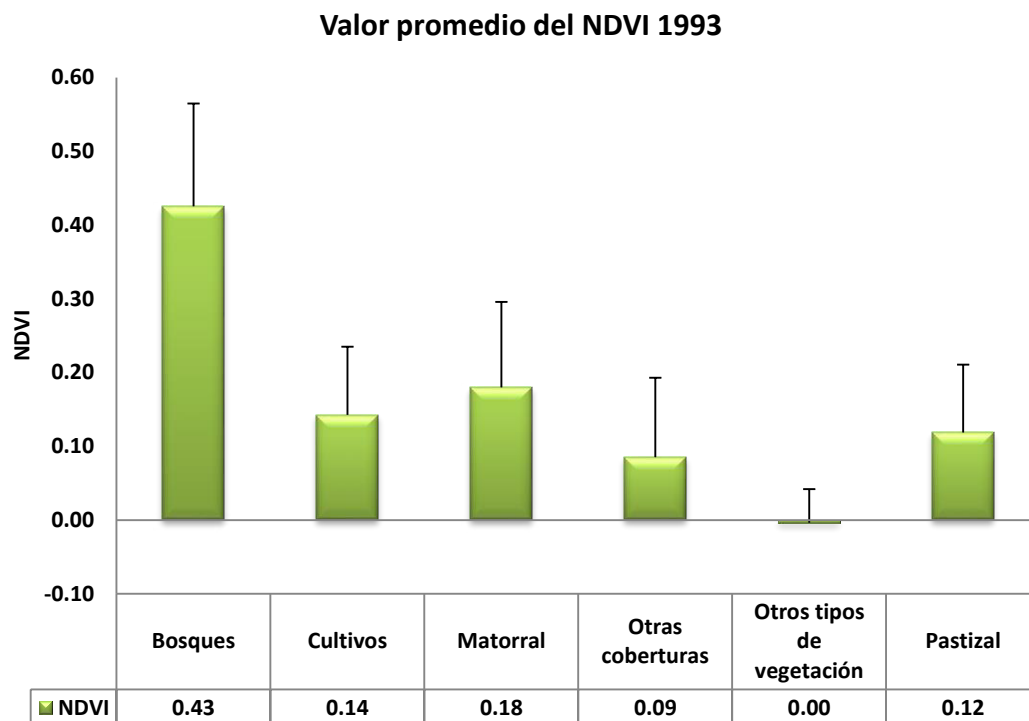


Figura 27 .- Valor promedio del NDVI por categoría de uso de suelo para el año 1993

Respecto a la cobertura vegetal representativa de cada categoría de uso de suelo en 1993 (Figura 28), se observó en el caso de los bosques que aproximadamente 20% de su superficie presenta una densidad de cobertura baja, 50% densidad media y 30% densidad alta.

Gran parte de la extensión del área con suelo desnudo está representada por el matorral y cultivos al ser las dos categorías más representativas, dicha proporción de suelo desnudo es menor con relación a su extensión total comparadas con otras categorías de uso de suelo. En el caso de los cultivos presentan aproximadamente 35% de su extensión con suelo desnudo y 60% con cobertura vegetal baja; el matorral por otra parte cerca del 25% no presenta cobertura alguna y 60% baja densidad y solo el 15% muestra densidad media o alta.

Por otra parte otras coberturas, otros tipos de vegetación, y pastizales mostraron porcentajes mayores al 50 % de suelo desnudo en proporción a su extensión total; en el caso de otras coberturas el 62% presenta suelo desnudo y aproximadamente el 30% presenta densidad baja, otros tipos de vegetación presenta cerca del 95% suelo desnudo esto considerando que dicha categoría incluye comunidades vegetales que presentan densidades muy bajas , los pastizales por su parte muestran el 50% de su extensión con suelo desnudo y 45% densidad de cobertura baja.

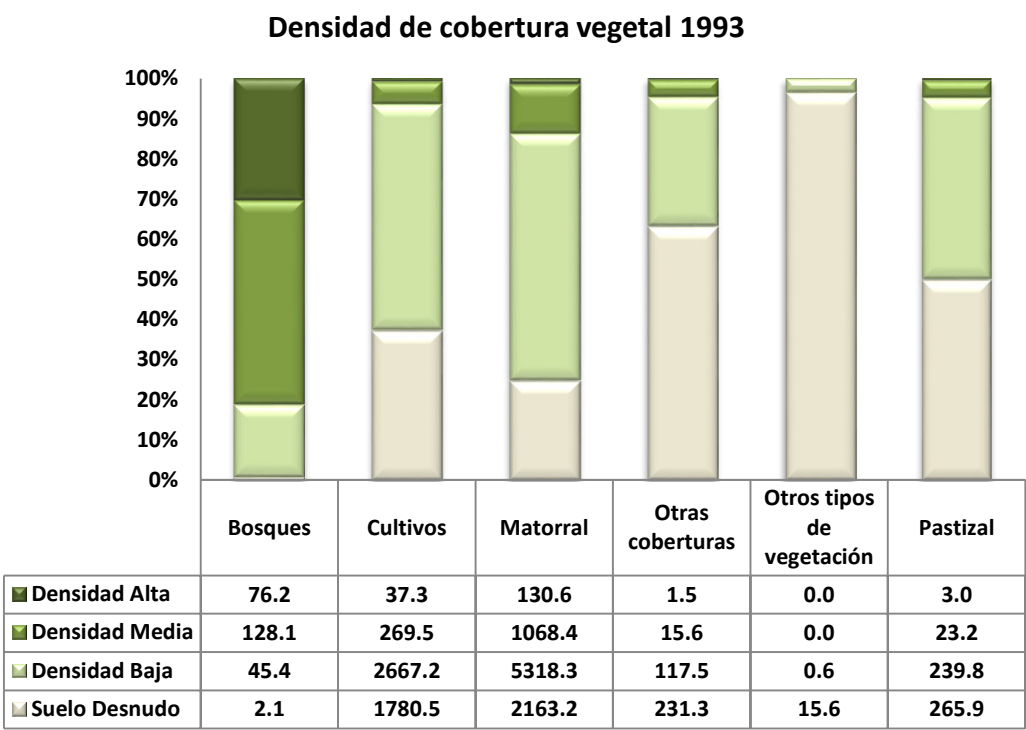


Figura 28.- Densidad de cobertura vegetal (km2) por categoría de uso de suelo para el año 1993

El valor promedio del NDVI para cada categoría de uso de suelo en el año 2000 (Figura 29)mostró que en general la vegetación perdió vigor, por lo que la gran mayoría registro valores muy cercanos al registrado por el suelo desnudo.

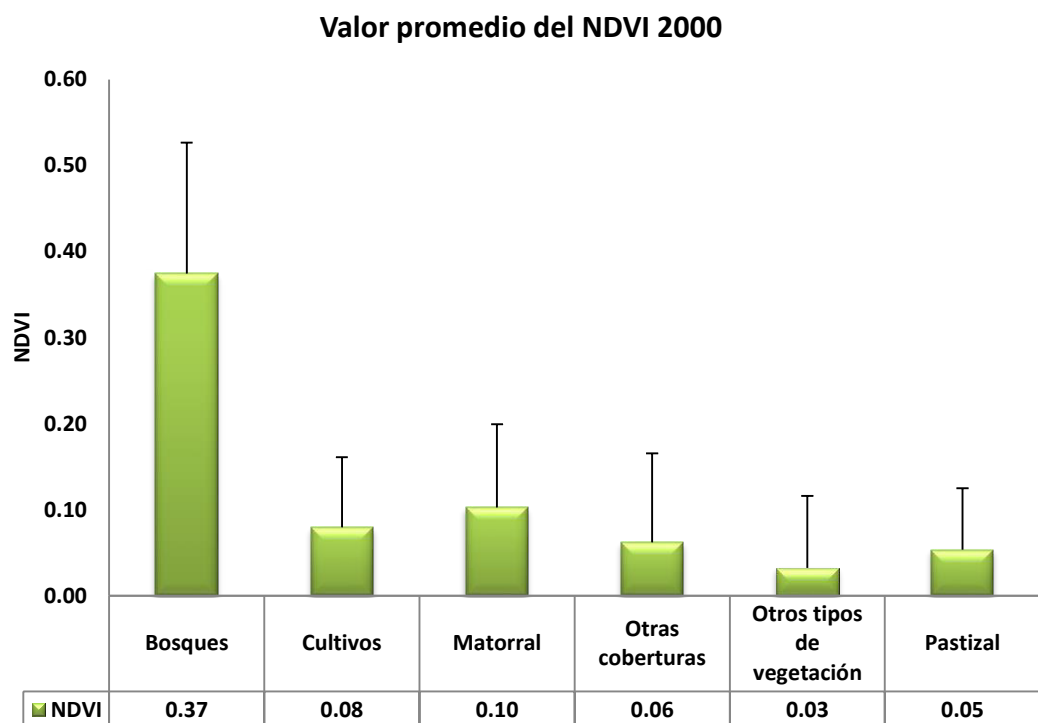


Figura 29.- Valor promedio del NDVI por categoría de uso de suelo para el año 2000

De acuerdo con la tendencia de la proporción de cobertura vegetal para el año 2000 (Figura 30), la mayoría de los usos de suelo presentan gran parte de su extensión con suelo desnudo a excepción de los bosques los cuales muestran que gran parte de su área presenta algún tipo de cobertura vegetal de la cual el 35% tiene densidad baja, 40% media y 24% alta.

Igualmente, los cultivos y matorral vuelven a ser los usos de suelo que representan gran parte de la extensión del área de la RHP con suelo desnudo, en el caso de los cultivos aportando el 72% del área total de los mismos sin alguna cobertura o con baja densidad con el 20%, así mismo los matorrales con cerca del 60% de su extensión con suelo desnudo y 34% con densidad baja.

Otras coberturas las cuales incluyen cuerpos de agua y asentamientos humanos presentan el 70% de su extensión con suelo desnudo y 20% con baja densidad, similarmente otros tipos de vegetación presentan el mismo patrón que otras coberturas.

En el caso de los pastizales se registró un aumento en la extensión del suelo desnudo presentando aproximadamente 85% del área total y solo 10% con densidad de cobertura baja.

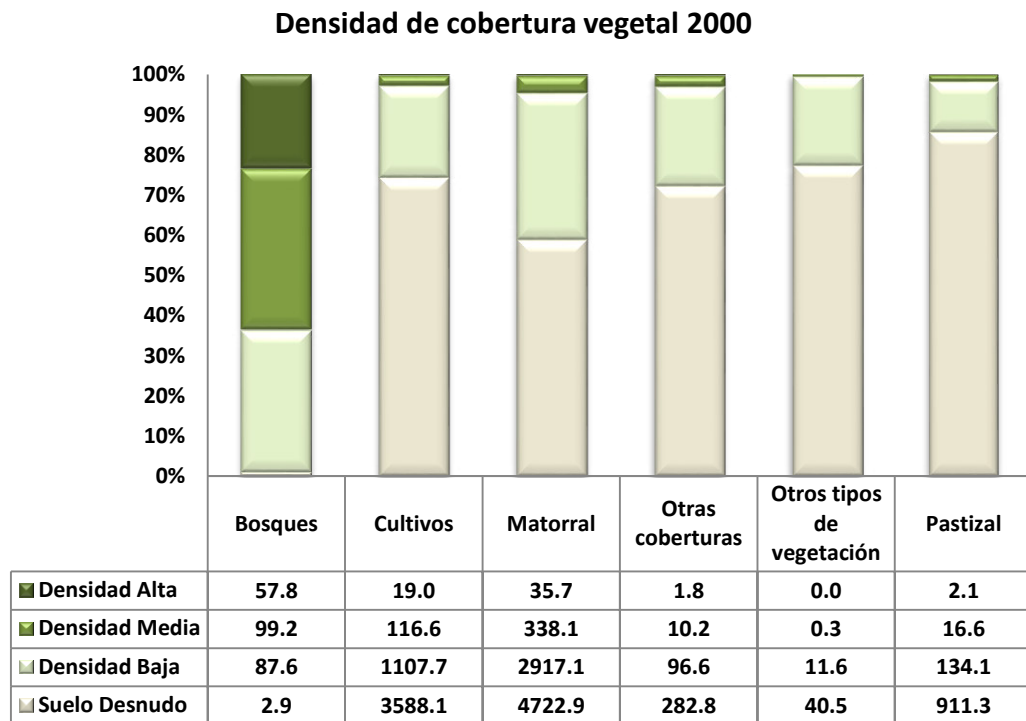


Figura 30.- Densidad de cobertura vegetal (km²) por categoría de uso de suelo para el periodo 2000

Para el año 2011, el valor promedio del NDVI para cada categoría de uso de suelo (Figura 31) mostró una mejoría en la respuesta de la vegetación hacia este indicador, a excepción de los bosques, los cuales siguen perdiendo vigor en comparación con años anteriores.

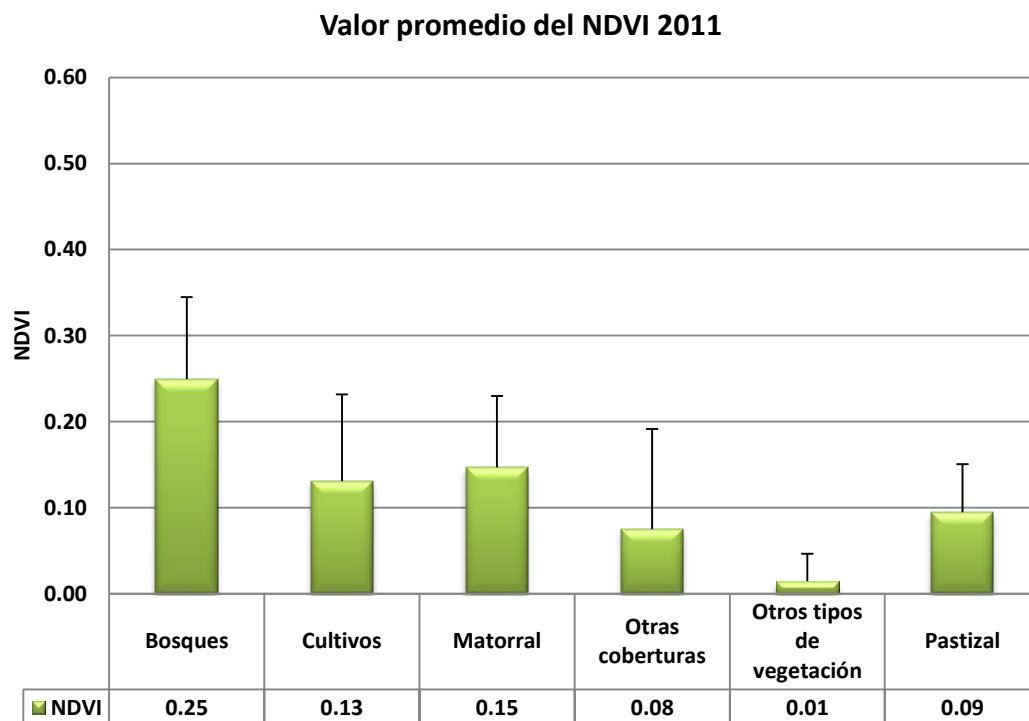


Figura 31 .- Valor promedio del NDVI por categoría de uso de suelo para el año 2011

Respecto a la densidad de cobertura por uso de suelo para el año 2011 (Figura 32), el patrón se asemeja al registrado en 1993, a excepción de los bosques, los cuales presentan una disminución marcada ya que cerca del 70% de su área con densidad baja y 25 % con densidad media. Los cultivos y matorral aportan gran parte del suelo desnudo del área total de la RHP, los cultivos con 43% de suelo desnudo, 47% con densidad baja y 7% media , para el caso del matorral 30% de su extensión presenta suelo desnudo y 55% con densidad de cobertura baja y 5% media.

Otras coberturas mostraron un 60% de su extensión con suelo desnudo y 39% con densidad baja. Otros tipos de vegetación por su parte registraron 98% de suelo desnudo. Los pastizales registraron 53% de suelo desnudo y 56% con densidad baja de cobertura vegetal.

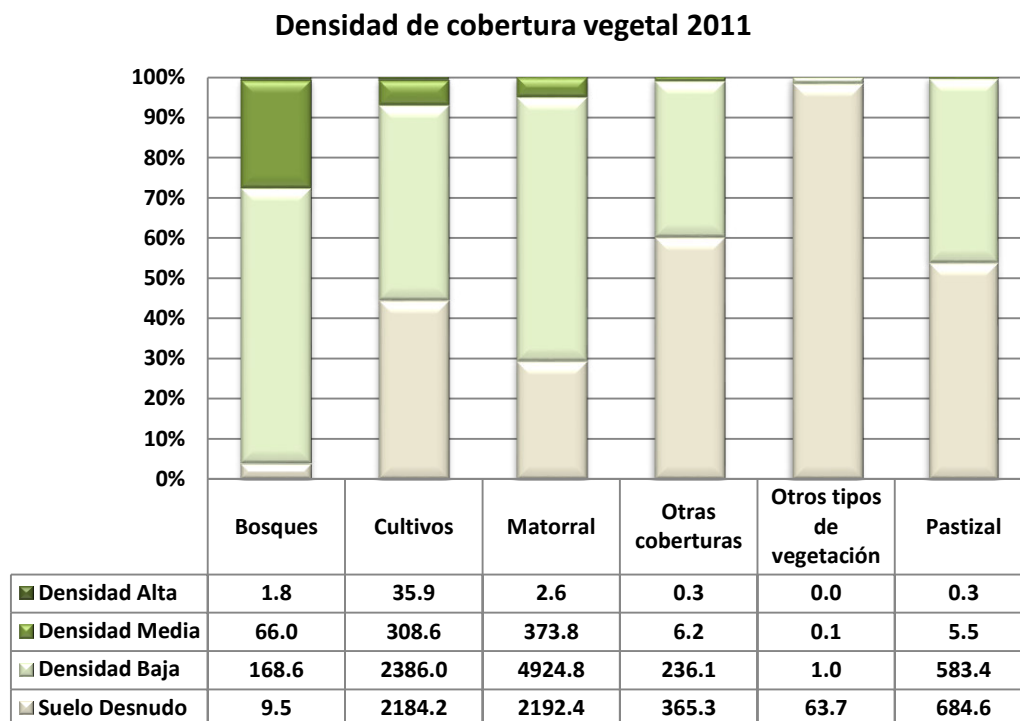


Figura 32.- Densidad de cobertura vegetal (km²) por categoría de uso de suelo para el periodo 2011

Para comprobar que usos de suelo habían modificado su cobertura vegetal se realizó el análisis estadístico en cuanto a los valores promedios del NDVI (Tabla 12) para los distintos periodos de tiempo así como para cada uso de suelo; de manera general se observó que existen diferencias significativas entre los tres periodos de tiempo.

Tabla 12 .- Comparación de valor medio del NDVI por categoría de uso de suelo para los periodos 1993-2000, 2000-2011 y 1993-2011.

	General	Bosques	Cultivos	Matorral	Otras coberturas	Otros tipos de vegetación	Pastizal
1993-2000	p< 0.001	p> 0.05	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	p> 0.05	p< 0.001
2000-2011	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	p< 0.001	p> 0.05	p= 0.05	p< 0.001
1993-2011	p< 0.001	p< 0.001	p> 0.05	p< 0.001	p< 0.001	p= 0.05	p> 0.05

Cuando se compara el NDVI de un año con otro, se pueden encontrar distintas causas de cambios, algunas de ellas debido a razones naturales ligadas a la recuperación en el vigor de la vegetación o a una degradación de la cobertura. Algunas razones pueden causadas

por factores propios de la imagen empleada para su cálculo, ya sea por el ángulo de inclinación de la toma de la imagen, irregularidades del terreno, principalmente en zonas con un alto índice de disección vertical, o ya sea por la respuesta de la vegetación en relación a la época del año.

De acuerdo con Goward (1991), la atmosfera tiende a degradar el valor del NDVI debido a la diferencia que existe entre la banda roja e infrarroja a causa del contenido de humedad, gases o contaminantes presentes en la misma, lo que resultaría en una subestimación del verdor de la vegetación y por lo tanto del NDVI (Teillet 1995).

En cuanto a la respuesta del suelo desnudo, este tiende a modificar la respuesta de la vegetación adyacente debido a su reflectancia o brillo, donde la humedad, rugosidad o contenido de materia orgánica del suelo influyen en su respuesta, para minimizar su efecto, las imágenes empleadas corresponden a la época seca donde dichos factores reducen su efecto (FAO 2009)

Respecto los valores registrados para cada uso de suelo, los suelos considerados bajo un régimen de agricultura, ya sea por riego o de temporal, presentaran respuestas variables de acuerdo al manejo que presenten en la época del año, considerando que muchos de estos terrenos incrementaron su extensión como producto de cambios de vegetación natural, como bosques o matorrales lo que podría reflejarse en un aumento en el NDVI, ya sea por el aumento usos de suelo agrícolas o una disminución en el NDVI por la degradación de coberturas naturales como bosques o matorrales.

7.3 Fragmentación

7.3.1 Estructura a nivel de Paisaje

La estructura y composición del paisaje de la RHP ha variado y aumentado su heterogeneidad paisajística (Tabla 13 y Figura 33), el número de fragmentos presentes en el área paso de 854 a 914 durante el periodo 1976-1993, sin embargo, el principal cambio respecto a esta métrica se dio durante el periodo de 1993-2000, ya que, el número de fragmentos disminuyó en aproximadamente un 35% al pasar de 914 a 592 en total; manteniéndose aproximadamente el mismo el número de fragmentos durante el periodo 2000-2011 al registrar 601 para el 2011.

Como consecuencia de esta disminución de fragmentos se observó un aumento significativo en el tamaño promedio de los mismos de aproximadamente un 60% al pasar de un tamaño de 1,597 ha a 2,466 ha en promedio.

Ese patrón de disminución en el número de fragmentos indica una tendencia hacia un alto grado de homogenización y dominancia, similar a lo registrado por Gulinck y Wagendorp, 2002; sin embargo habría que considerar la dinámica de cambios ocurridos en el paisaje a través de la métricas a nivel de clase.

Tabla 13.- Métricas de fragmentación del paisaje de la RHP para los años 1976, 1993, 2000, 2011.

Periodo	# de Fragmentos (NUMP)	Tamaño promedio del fragmento (ha) (MPS)	Densidad de Borde (ED)	Índice de forma (MSI)	Índice de diversidad de Shannon (SDI)	Índice de Equitatividad de Shannon (SEI)
1976	854	1709.80	11.74	1.58	0.74	0.42
1993	914	1597.56	15.95	1.77	0.97	0.54
2000	592	2466.50	14.56	1.94	1.07	0.60
2011	601	2429.56	15.09	2.09	1.15	0.64

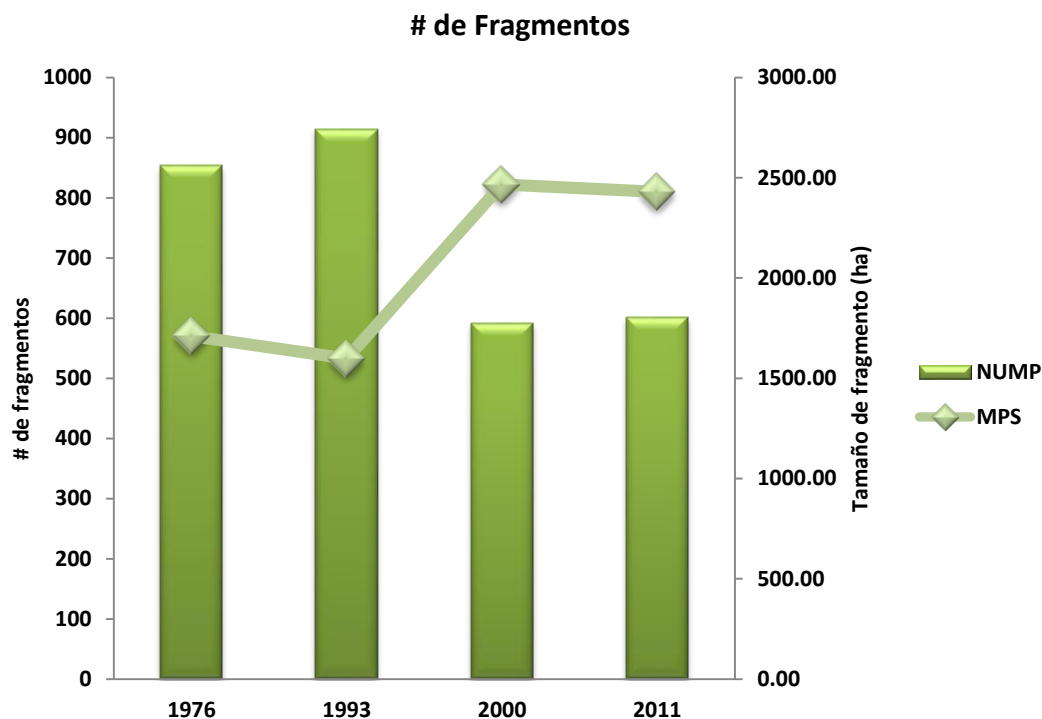


Figura 33.- Numero de fragmentos y tamaño promedio del parche para los años 1976, 1993, 2000 y 2011.

En cuanto a la forma de los fragmentos que componen el paisaje (Figura 34), se observó un incremento en el Índice de Forma al pasar de un valor de 1.58 en el año 1976 a un valor de 2.09 , lo que indica que los fragmentos son cada vez más irregulares y complejos ya que este indicador en cuanto más cercano a 1 más regular es la forma de los fragmentos, así mismo, esto se relacionó con un incremento en la densidad de borde demostrando que los perímetros de los fragmentos se han extendido en relación a su extensión.

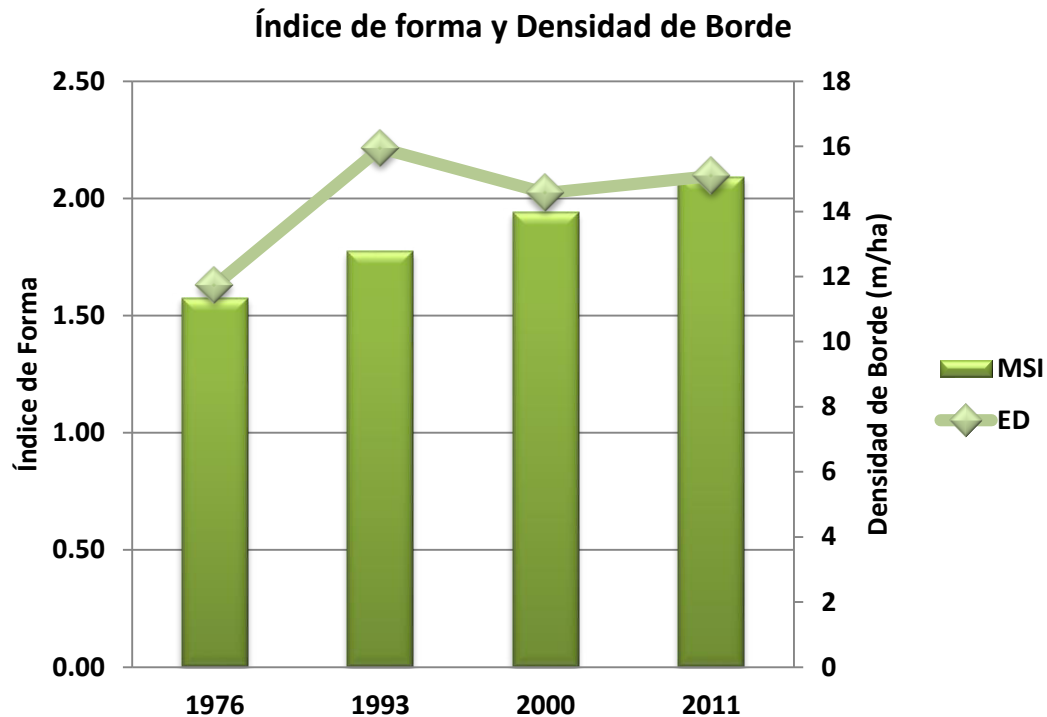


Figura 34.- Índice de forma y Densidad de borde del parche para los años 1976, 1993, 2000 y 2011.

7.3.2 Estructura a nivel de Clase

De acuerdo al análisis del paisaje a nivel de Clase (Tabla 14) (Figuras 35 y 36) , la categoría que mostro el mayor incremento en el número de fragmentos fue la de Matorral, al pasar de 74 a 220 fragmentos durante el periodo de 1976 a 2011, sin embargo esta misma es la muestra el mayor decremento en el tamaño de los mismos pasando de 15,000 ha a 3400 en promedio en 2011, lo que de alguna manera confirma el proceso de desmatorralización (deforestación) en el área de estudio al disminuir su representatividad, dicha condición se considera como un signo evidente de un proceso de fragmentación referido por Vázquez 2012. Otra de las categorías que siguió esta tendencia fue la de otras coberturas, en la cual se registran las zonas urbanas como los cuerpos de agua, lo que indica un proceso de consolidación de urbanización en la zona.

Por el contrario, los cultivos se comportaron de manera inversa, fueron los que mostraron el mayor decremento en el número de fragmentos y el mayor incremento respecto al tamaño promedio, ya que se considera que las zonas más accesibles y con mayor productividad son las que tienden a ser más susceptibles a cambios de acuerdo a Dirzo 1992 y Primack 1998.

En el caso de los pastizales incrementaron tanto el número de fragmentos como su tamaño promedio, al registrar 89 fragmentos en 1976 y 142 en 2011 con un aumento en su tamaño promedio de 277 a 897 ha en promedio. En el caso de los bosques el número de fragmentos disminuyó ya que pasó de 22 fragmentos en 1976 a 17 en 2011 sin embargo su tamaño aumentó aproximadamente 240 ha en promedio. En este tipo de comunidad vegetal esta relación entre el número de parches y su dispersión permiten la presencia de numerosas especies típicas de pastizales debido a su fragmentación Plue y Cousins 2013.

Tabla 14.- Métricas e índices de fragmentación obtenidos en el análisis del paisaje de las categorías evaluadas durante los periodos 1976, 1993, 2000 y 2011.

	Año	Numero de Fragmentos (NUMP)	Tamaño promedio del Fragmento (MPS)	Índice de Forma (MSI)	Densidad de Borde (ED)	Distancia al vecino más cercano (MNN)
Bosques	1976	22	1194.07	1.86	0.38	2196.61
	1993	22	1144.34	2.01	0.41	2458.42
	2000	16	1546.71	2.07	0.38	2983.46
	2011	17	1446.31	2.17	0.36	939.46
Cultivos	1976	658	425.62	1.56	4.82	660.48
	1993	406	1171.14	1.82	6.64	484.88
	2000	177	2729.84	2.10	5.55	798.95
	2011	172	2857.55	2.19	5.55	380.89
Matorral	1976	74	14934.91	1.76	5.83	523.32
	1993	276	3145.30	1.83	7.55	451.79
	2000	210	3816.42	1.97	6.59	602.01
	2011	220	3406.37	2.15	6.55	303.39
Otras coberturas	1976	4	4722.60	2.37	0.15	23810.85
	1993	108	338.90	1.36	0.41	4247.21
	2000	73	536.22	1.47	0.44	4757.27
	2011	38	1600.26	1.82	0.55	1071.64
Otros tipos de vegetación	1976	7	725.10	1.65	0.07	10178.77
	1993	4	404.39	1.83	0.03	22011.48
	2000	9	581.76	1.90	0.10	17487.37
	2011	12	539.80	1.92	0.12	11153.27
Pastizal	1976	89	277.44	1.43	0.49	3397.76
	1993	98	542.76	1.82	0.90	2872.66
	2000	107	994.50	1.91	1.52	2159.04
	2011	142	897.12	1.96	1.96	484.12

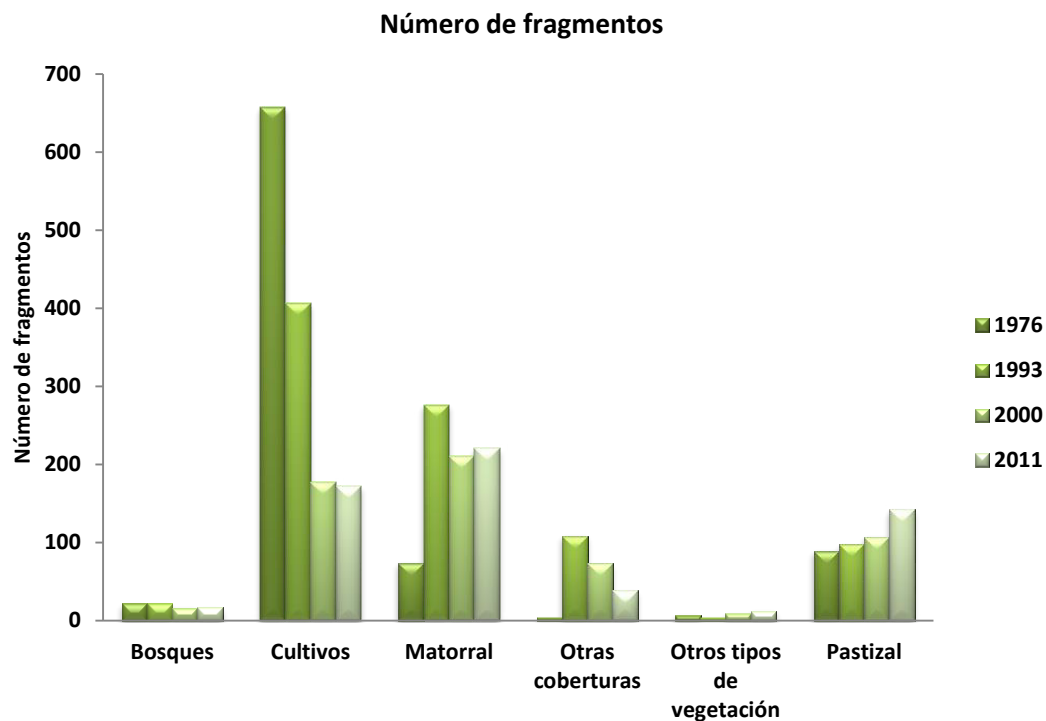


Figura 35.- Numero de fragmentos por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011

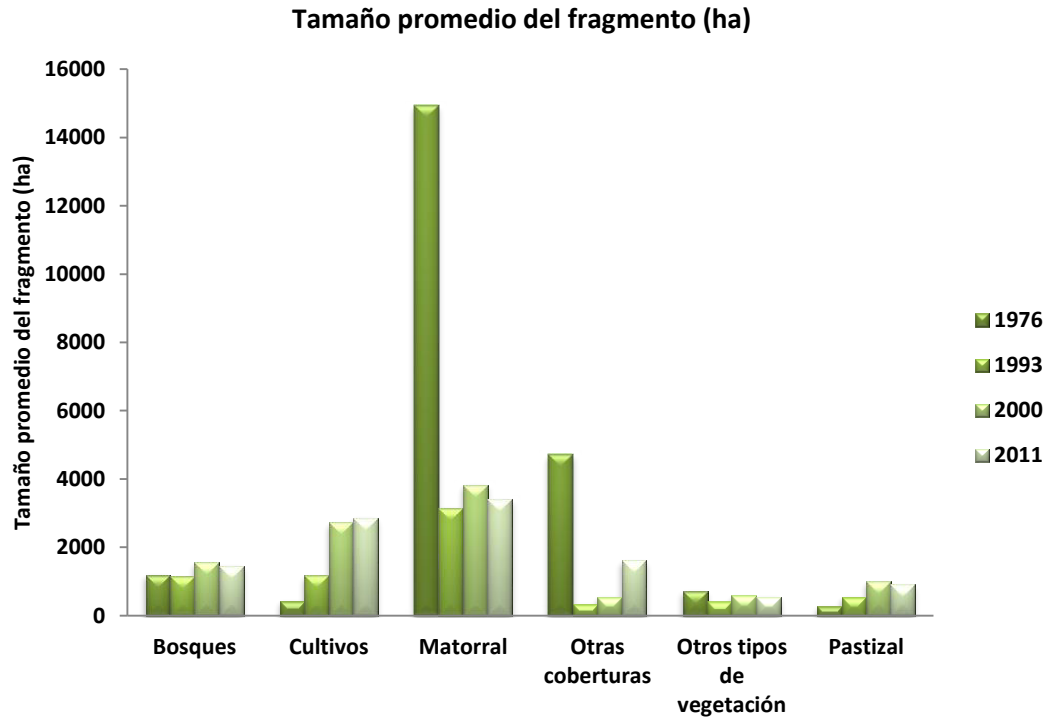


Figura 36.- Tamaño promedio del fragmento (ha) por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011

Esta tendencia hacia el predominio de coberturas introducidas a través del tiempo como Cultivos o Pastizales aunado a la reducción de coberturas naturales se debe al desarrollo de actividades productivas en la RHP y se asocia a consecuencias ecológicas como la reducción o extinción de flora y fauna nativa de acuerdo a Whittaker 1998; Brooks *et al.* 2002; cabe destacar que, la cuenca Rio Bravo - San Juan es la que presentan mayor riqueza de especies tanto de flora como fauna en el noreste de México (Cisneros 2010), así mismo este patrón puede favorecer la expansión de algunas especies tanto nativas como exóticas que registran tolerancia a dichas actividades antropogénicas de acuerdo a García 2002.

Si bien el índice de diversidad de Shannon (SDI) así como el índice de Equitatividad (SEI) son métricas a nivel de paisaje (Figura 37), estos se ven determinados por las distintas clases presentes en el mismo. De acuerdo al Índice de diversidad de Shannon (SDI), en cuanto a la diversidad del paisaje, esta ha aumentado, este índice mostro un valor de 0.74 para el año de 1976 , lo que refiere a un paisaje poco diverso , menos fragmentado y dominado principalmente por matorrales de acuerdo al índice de equitatividad (SEI) con un valor de 0.42; durante los siguientes años, la diversidad del paisaje incremento registrando un SDI= 1.15 para el año 2011, lo que indica que, el paisaje es más diverso y heterogéneo, congruente a lo registrado por Vázquez 2012 y de León 2013 , si bien los matorrales siguen siendo la categoría más representativa en términos de extensión , respecto al número de fragmentos la dominancia de esta categoría disminuyo transformándose primordialmente en cultivos o pastizales , esto reflejándose en un incremento del SEI de 0.64.

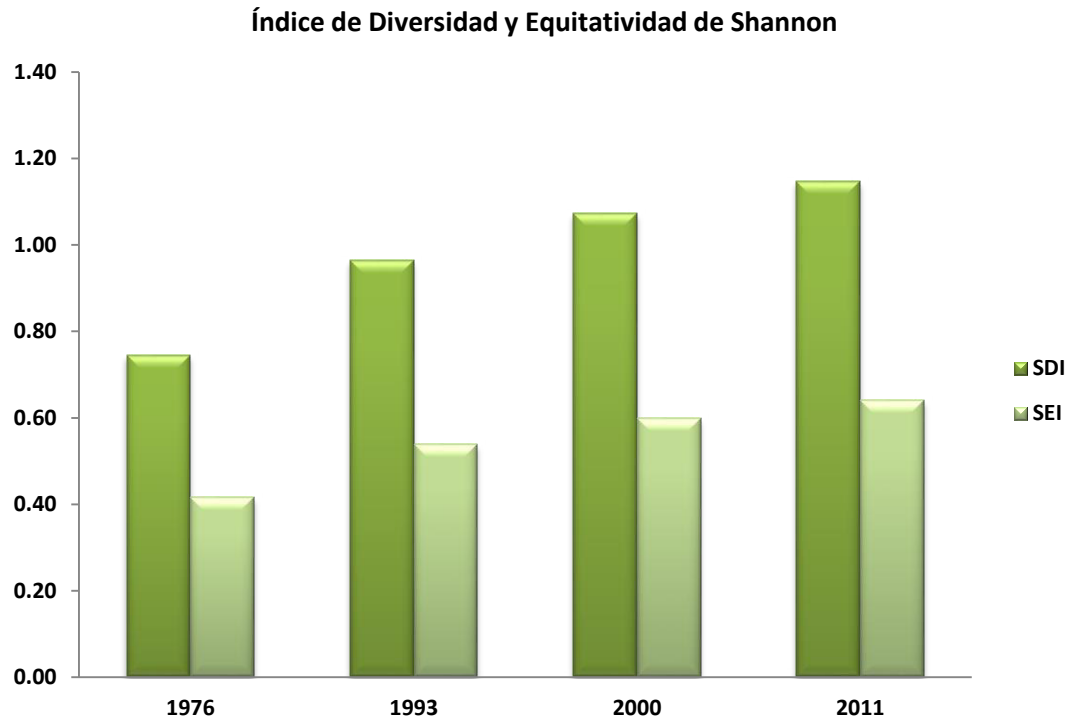


Figura 37.- Índice de Diversidad de Shannon e Índice de Equitatividad para los años 1976, 1993, 2000 y 2011.

Respecto a la complejidad de forma de los fragmentos, el índice de forma (MSI) registró un aumento en la mayoría de las categorías lo que indica que los fragmentos tendieron a formas más complejas e irregulares; las categorías con mayor incremento en dicho índice fueron las de cultivos y pastizales al registrar cambios en sus valores de 1.56 a 2.19 y de 1.43 a 1.96 respectivamente, la única categoría que mostro un decremento en dicho índice fue la de otras coberturas al pasar de 2.37 a 1.82 , indicando que el desarrollo de la zona urbana ha tendido crear formas más regulares.

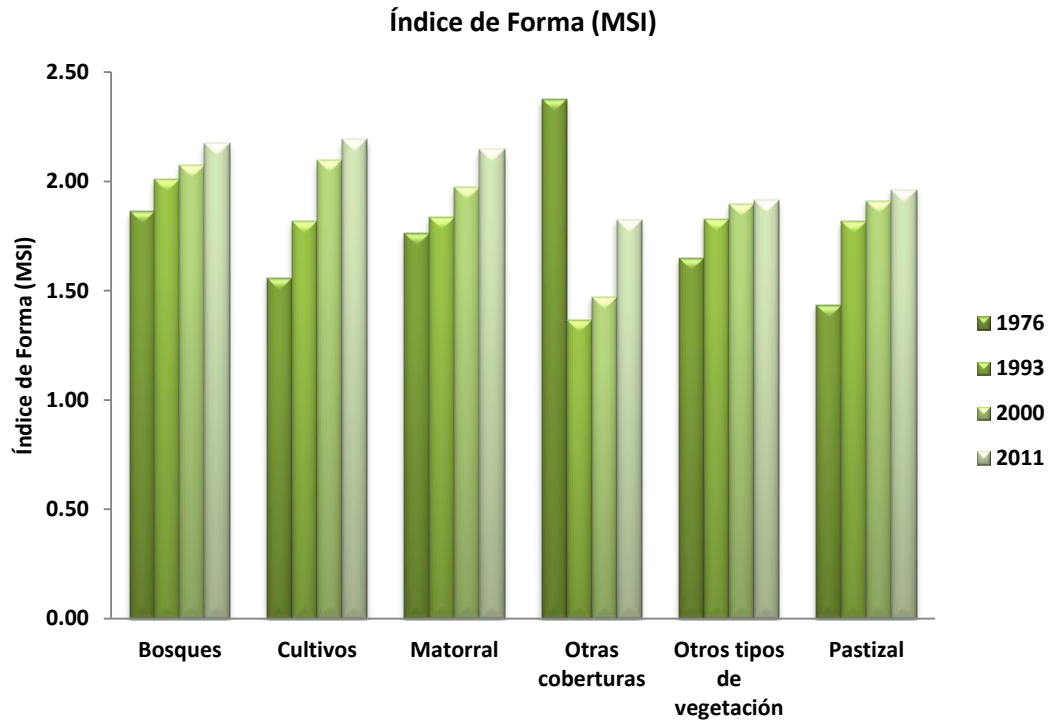


Figura 38.- Índice de forma por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011

En cuanto a la densidad de borde (ED) (Figura 39), este indicador se comportó de manera similar al Índice de forma, registrando un aumento en la mayoría de las categorías, destacando el aumento que se observó en dicho índice en los pastizales, siendo la categoría que mostró el mayor aumento al pasar de 0.49 m/ha a 1.96 m/ha, sin embargo, en el caso de Matorrales y Cultivos registraron los valores más altos de 6.5 m/ha y 5.5 m/ha respectivamente, lo que nos dice que las zonas núcleo de este tipo de coberturas serán más propensas al llamado efecto de borde.

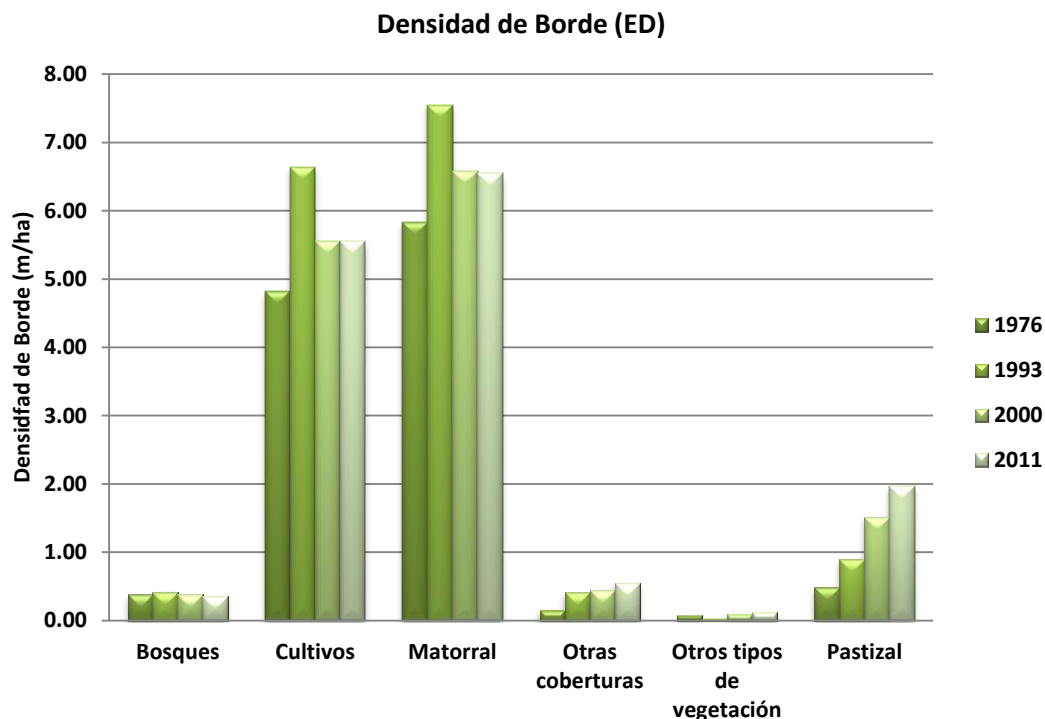


Figura 39.- Densidad de borde por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011

Otra métrica de importancia para determinar el grado de fragmentación del paisaje es la distancia al vecino más cercano (MNN) (Figura 40), el cual indica de alguna manera el grado de dispersión de los fragmentos para una determinada categoría. En el caso de los bosques esta métrica disminuyó, indicando que los fragmentos de bosque presentes en el área de estudio ahora son más cercanos entre sí, tendencia mostrada por el resto de las categorías, lo que nos indica que el proceso de fragmentación ha tendido a formar un paisaje zonificado, con áreas destinadas a algún uso de suelo en particular.

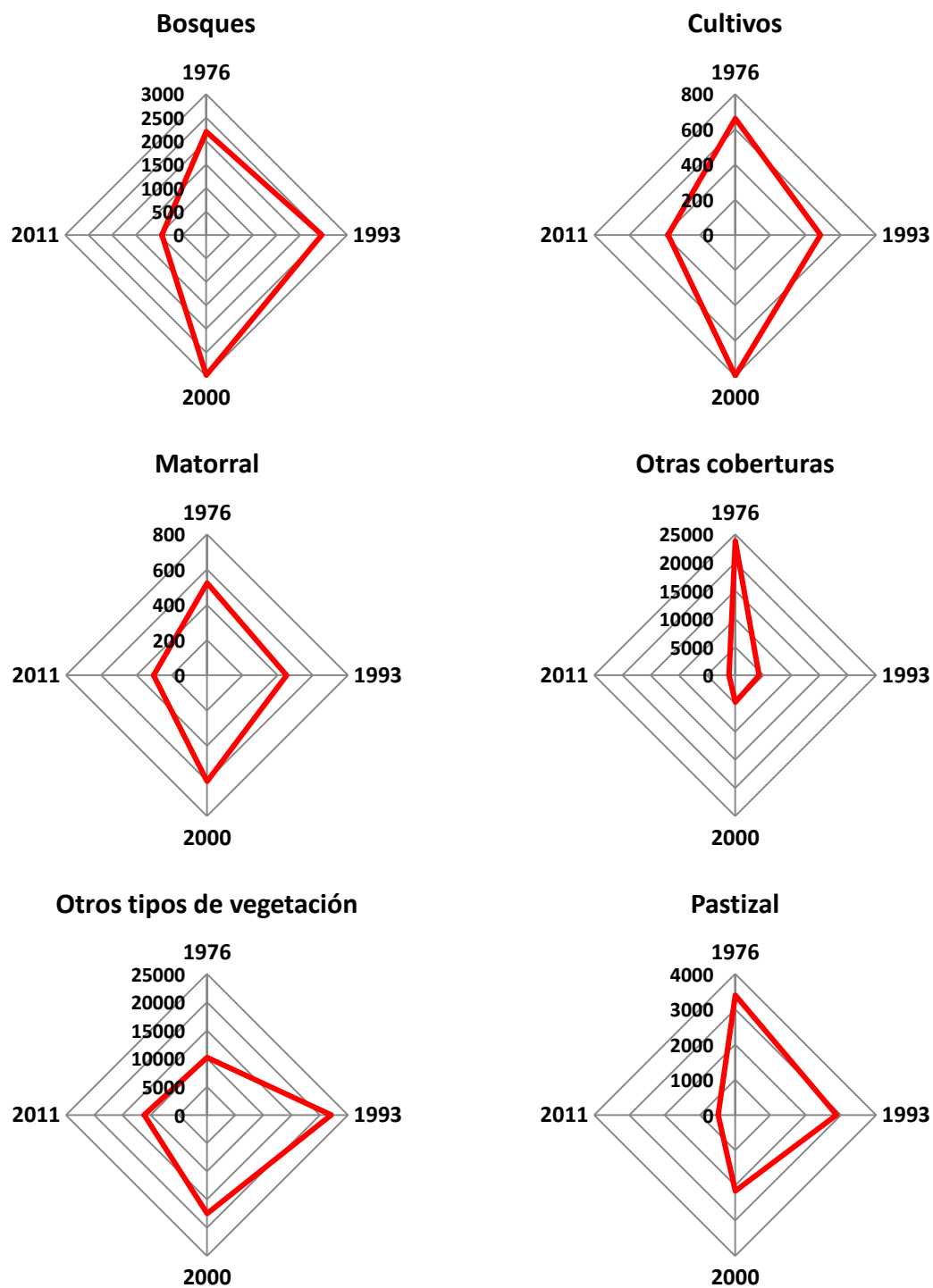


Figura 40.- Distancia al vecino más cercano por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011

7.3.3 Distribución espacial del cambio de uso de suelo

Otro factor importante en la dinámica del cambio de uso de suelo es la distribución espacial del cambio. Como se puede observar, la distribución media espacial de los fragmentos para los distintos usos de suelo ha cambiado durante el periodo de 1976 a 2011 (Figuras 41 y 42). En el caso de los usos de suelo correspondientes a los matorrales en 1976 se observa una distribución homogénea y centralizada ya que consistía de un solo macizo que cubría gran parte del área (75%), para el año de 1993 dicha distribución se vio fragmentada y dispersa; registrándose un proceso de disección por parte del matorral durante el periodo de 1976 a 1993; durante los años 2000 y 2011 dicha tendencia continua aunado al incremento de los pastizales.

Los cultivos y pastizales a partir del año 2000, disminuyeron su distribución espacial en el área de la RHP, en el caso de los cultivos a causa de su agrupación en menor número de fragmentos pero de mayor tamaño, mientras que los pastizales por su parte incrementaron su tamaño así como el número de fragmentos particularmente en ciertas regiones, lo que indica que estos usos de suelo han tendido a distribuirse en ciertas áreas con mayor afinidad, desapareciendo aquellos fragmentos que se encontraban distantes, mostrando un alto grado de homogenización y dominancia, en comparación con las demás coberturas, patrón similar a lo reportado por Larrazabal (2014) y Correa *et. al.* (2014).

En el caso de otras coberturas, incluyendo las zonas urbanas, han incrementado su distribución significativamente, abarcando gran parte de la extensión de la RHP, esto, al incrementar el número de fragmentos con la aparición de nuevos núcleos de población.

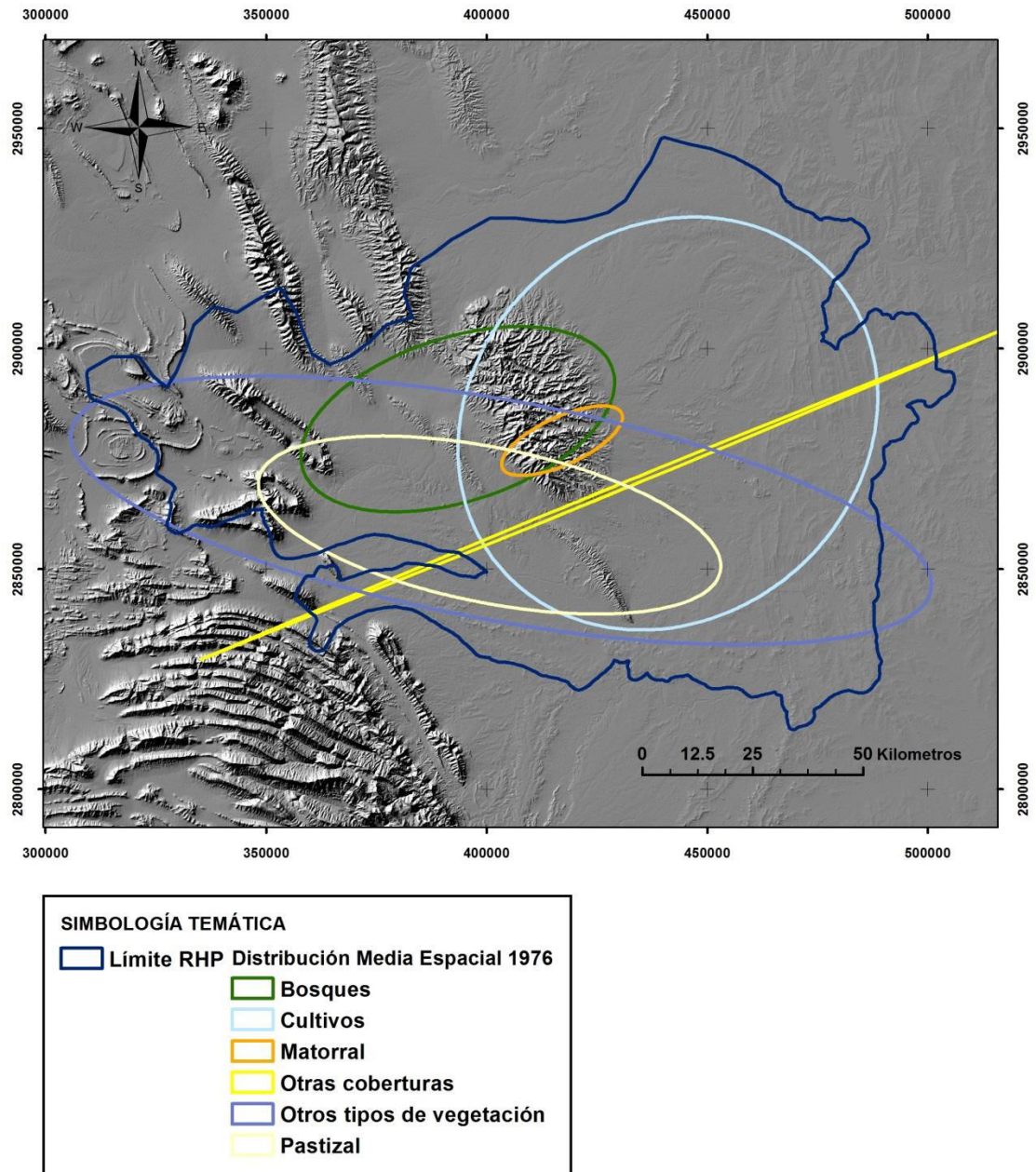


Figura 41.- Distribución media espacial de cada una de las coberturas para el año 1976

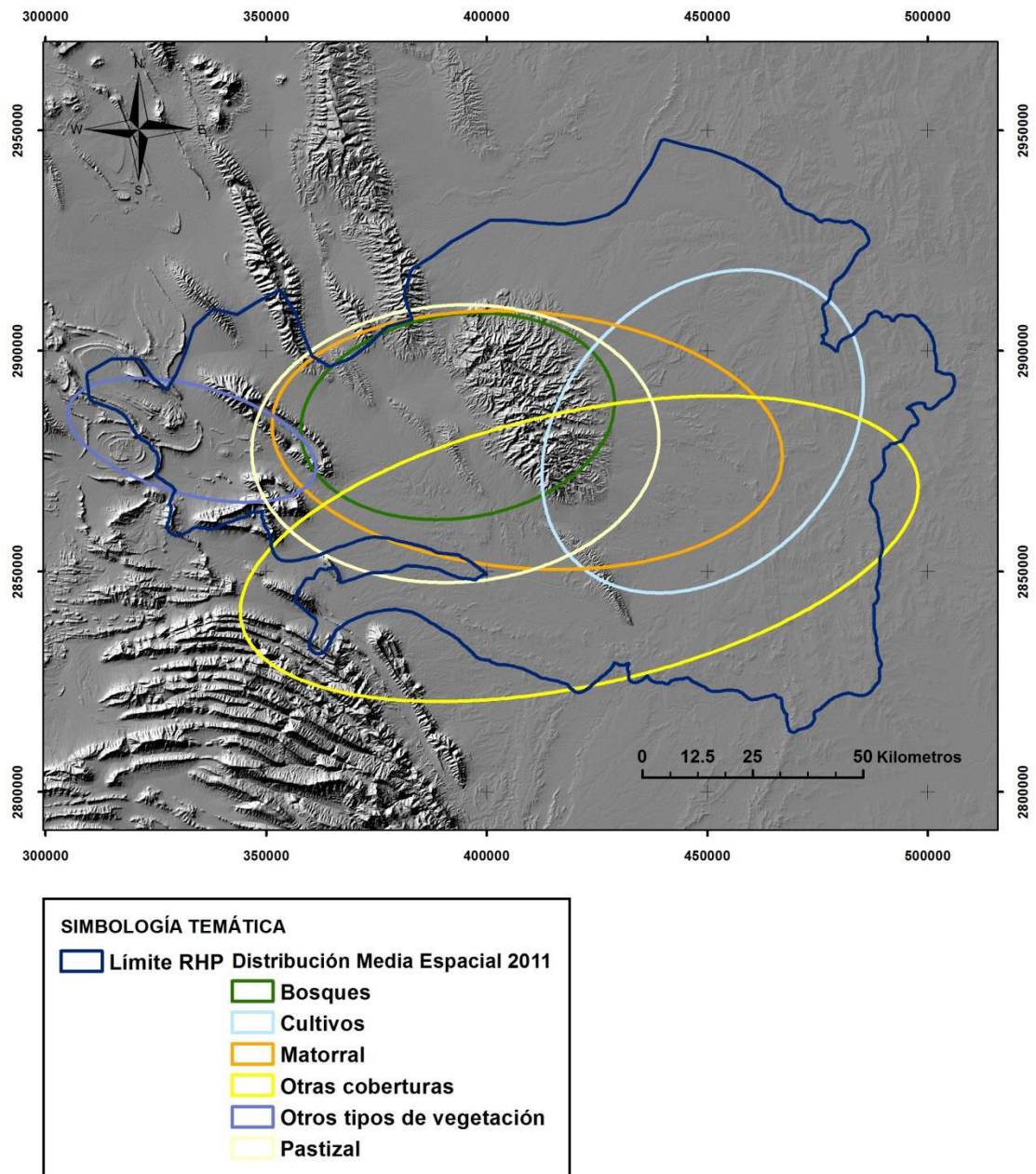


Figura 42.- Distribución media espacial de cada una de las coberturas para el año 2011

7.3.4 Índice de Fragmentación

En cuanto al índice de división (Figura 43), el cual, indica la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar no pertenezcan a la misma categoría y permite estimar la fragmentación del paisaje, se observa que los bosques presentan una fragmentación de moderada a alta para los cuatro periodos de tiempo, incrementándose en un 20% para el 2011. Los cultivos por su parte mostraron fragmentación excesiva durante 1976 sin embargo esta ha ido decreciendo en un 35% hasta llegar a una alta fragmentación, denotando que se han consolidado en áreas de mayor extensión y contiguas.

En el caso de los matorrales en 1976 registraron una fragmentación poco perceptible, sin embargo, a partir de 1993 registró cambios drásticos al mostrar un incremento del 65% y una alta fragmentación, esto debido al incremento de terrenos dedicados a la agricultura y ganadería como cultivos y pastizales que han disectado y perforado el paisaje, por lo la matriz original de los matorrales se dispersó.

Otras coberturas mostraron una alta fragmentación la cual ha incrementado en un 20 % lo que indica que los núcleos urbanos se han dispersado y aumentado en número de fragmentos

Los pastizales han mantenido su carácter de ser un uso de suelo altamente fragmentado, durante los cuatro periodos de 1976 a 2011 se observaron valores que indican dicho patrón.

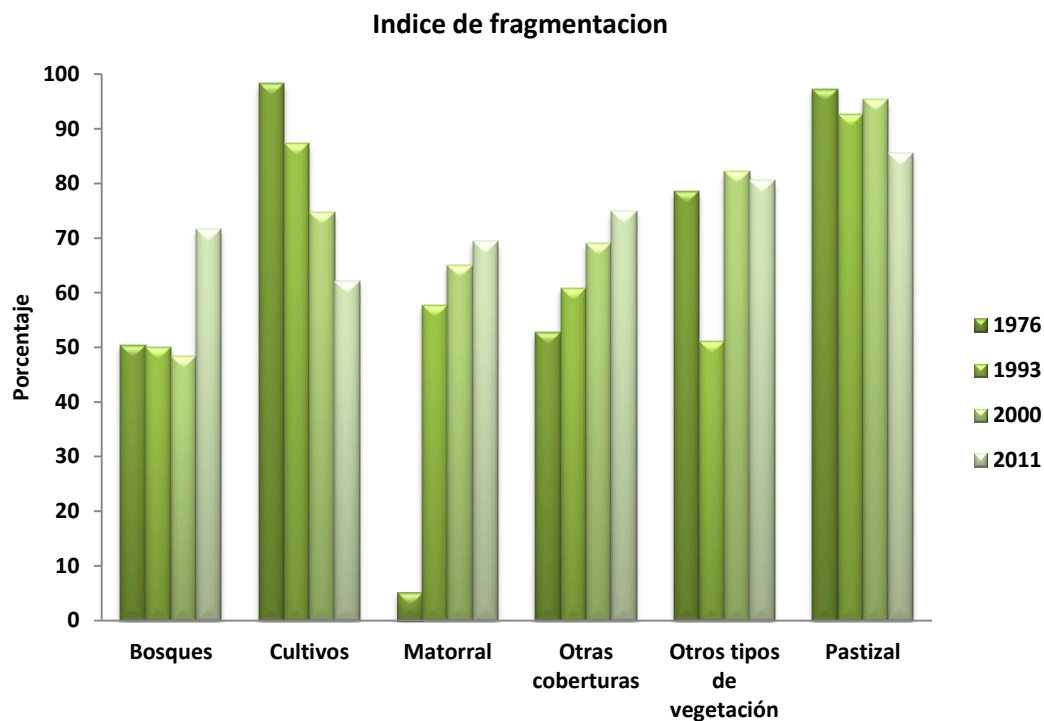


Figura 43.- Índice de fragmentación por categoría de Uso de Suelo para los años 1976, 1993, 2000 y 2011

7.4 Áreas Prioritarias y red de conectividad estructural

Del total de las áreas designadas como prioritarias (Figura 44), el 15 % con prioridad muy alta corresponde a bosques y el 85% a matorrales. Las áreas con prioridad alta el 95 % corresponde a matorrales y 5 % a pastizales; con prioridad media cerca del 40 % está representado por matorrales y el 60 % por pastizales y las áreas con prioridad baja se encuentran representadas al 100% por pastizales.

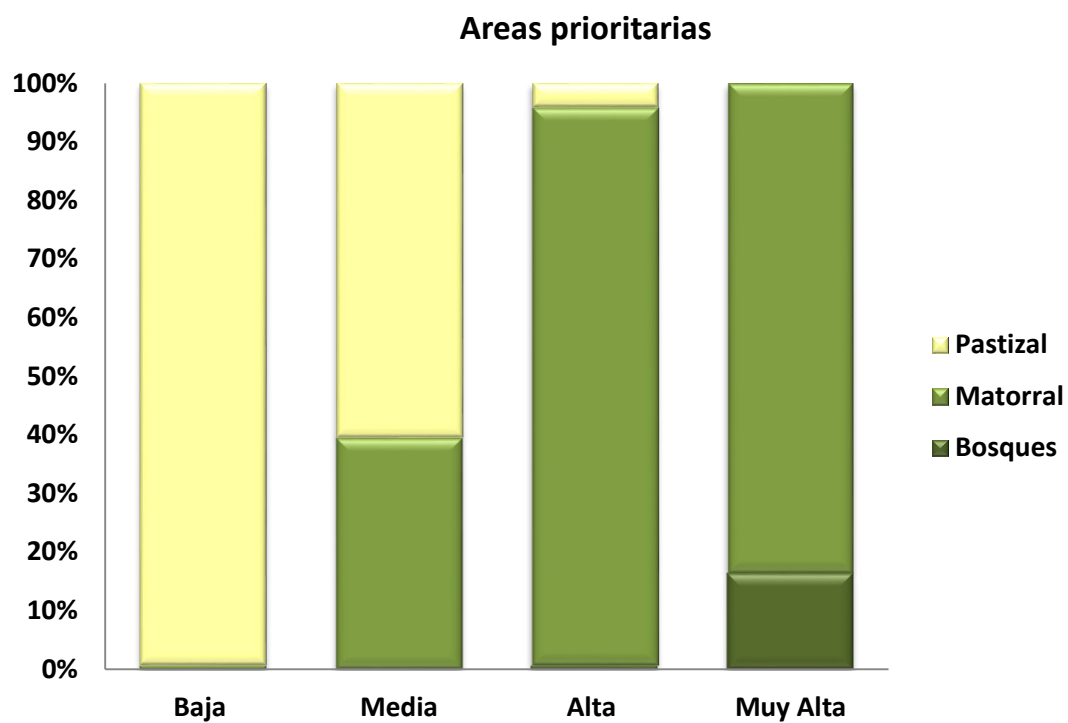


Figura 44.- Representatividad de áreas prioritarias por categoría de uso de suelo para el año 2011

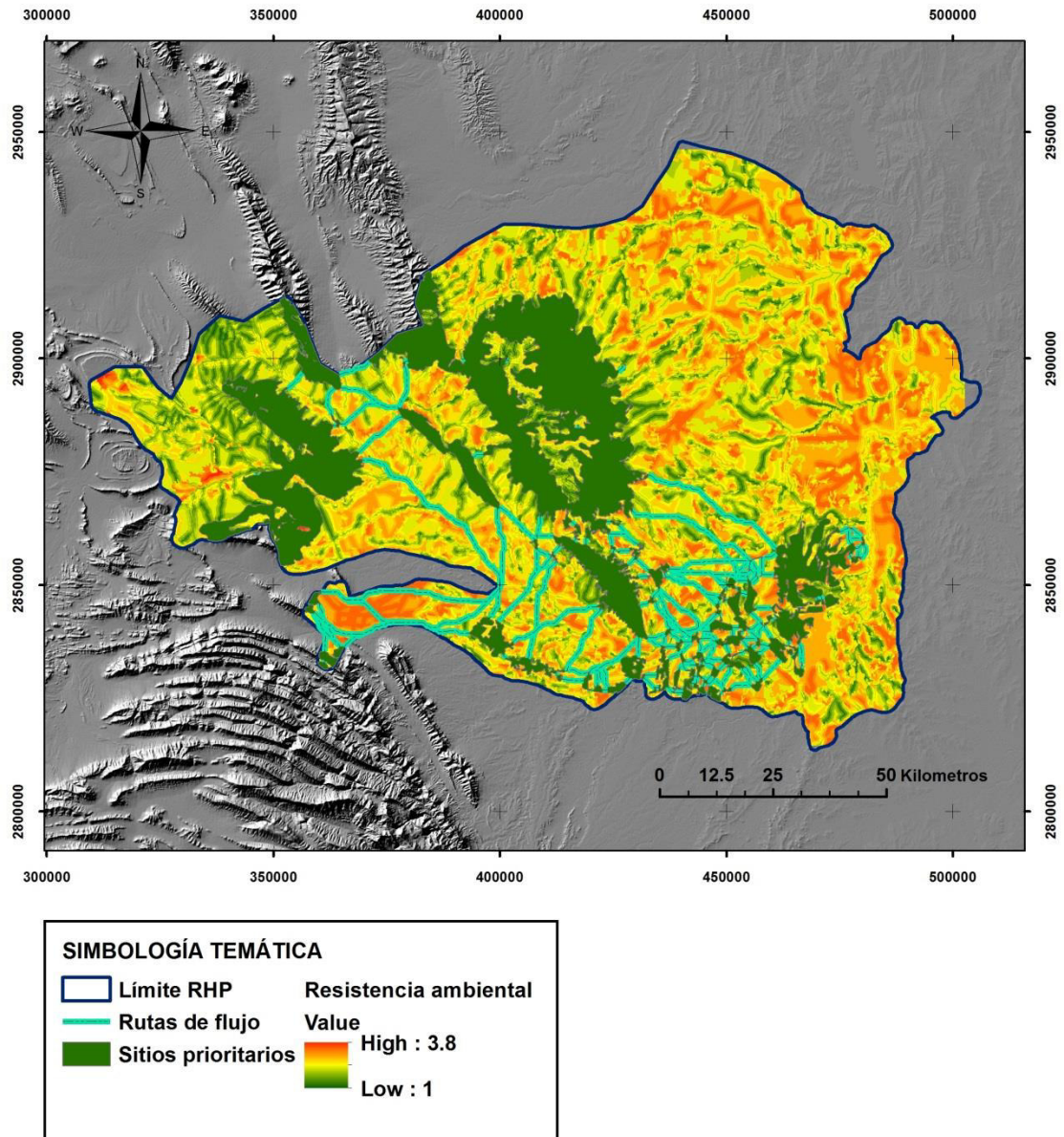


Figura 45.- Red de conectividad estructural propuesta para la RHP

7.5 Calidad Ecológica de los Recursos Naturales

De manera general se puede decir que la RHP presenta buena condición ecológica (Figura 46), sin embargo, en algunas áreas se observan signos de deterioro ya que, del total del área comprendida en la RHP, los recursos naturales correspondientes al 52 % del área presentan calidad ecológica Muy Alta, 3% calidad Alta y 5% calidad Media; sin embargo el 36 % de los recursos presentan calidad muy baja.

Calidad Ecológica de los recursos Naturales

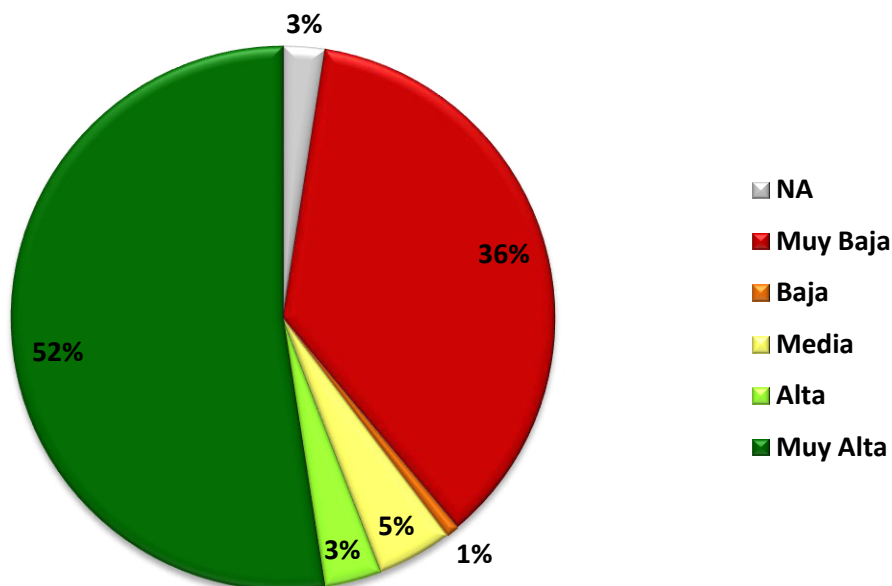


Figura 46.- Representatividad de la calidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011

Como se puede observar a partir del mapa de calidad ecológica (Figura 47), las zonas con condiciones de muy alta calidad ecológica se destacan por pertenecer a áreas naturales protegidas (Sierra de Picachos y Sierra El Fraile y San Miguel) o estar tipificadas como regiones terrestres prioritarias por la CONABIO (Sierra de Bustamante y La Popa) así como por presentar el componente de vegetación en buen estado o sin erosión apreciable. Por otra parte una gran extensión presenta calidad ecológica muy baja por presentar terrenos enfocados principalmente al sector agrícola, presentando remoción de la vegetación, sobrepastoreo o presentar algún grado de erosión, la cual va de ligera a moderada de acuerdo a SEMARNAT 2012.

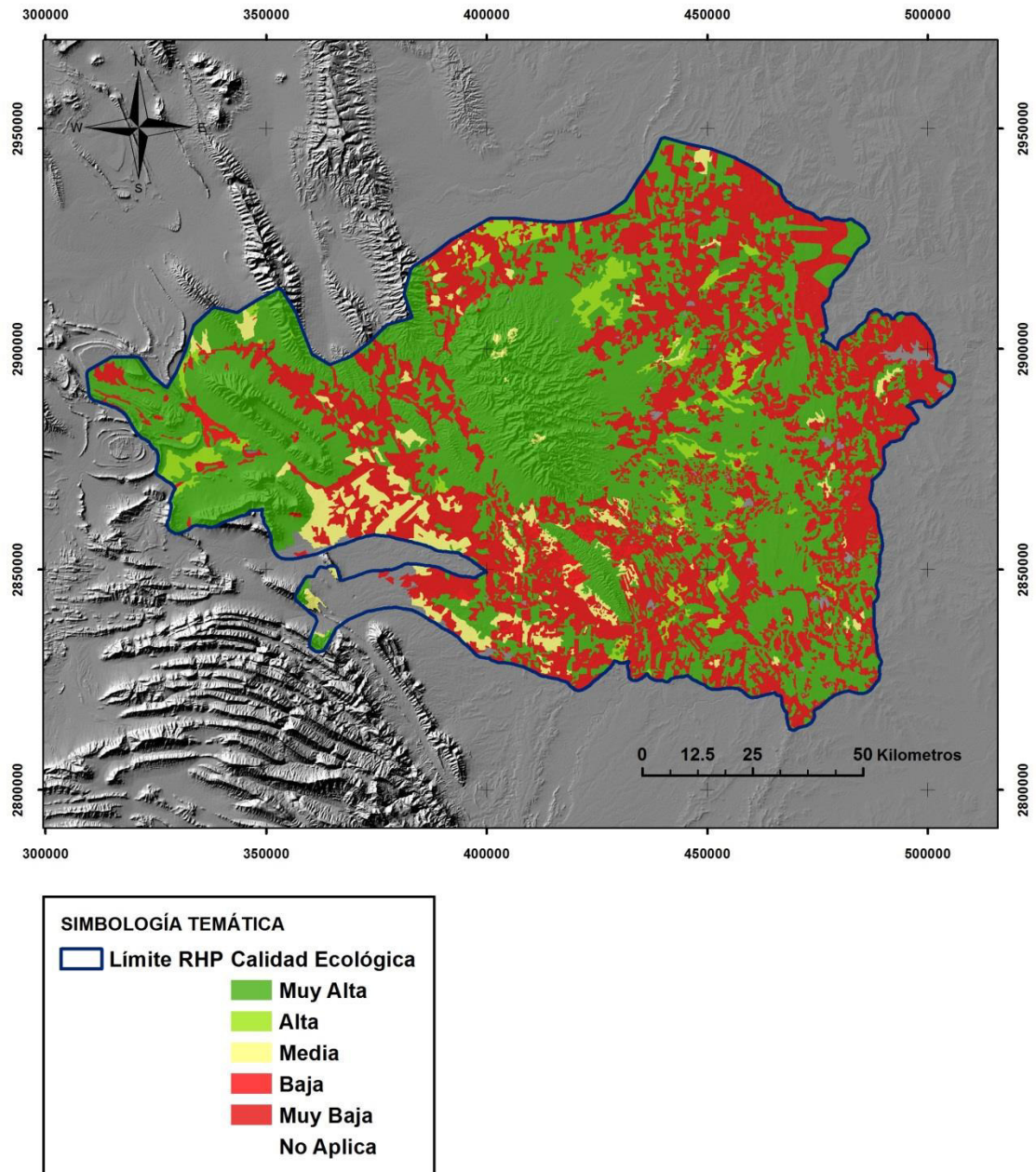


Figura 47.- Mapa de la calidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011

Dentro de los componentes del paisaje, los usos de suelo y vegetación mostraron de manera particular distintas proporciones de calidad ecológica (Figura 48); dentro de la categoría de calidad ecológica muy alta se encuentran el 93 % de los Bosques y el 77 % los Matorrales siendo los componentes de vegetación que mejor calidad presentan, el resto de los usos de suelo como Cultivos y Pastizales aportan aproximadamente el 25 % de su extensión a esta categoría. Así mismo los usos de suelo y vegetación que más aportan a la categoría de calidad ecológica muy baja se destacan el 71 % de los Cultivos y el 65 % de los pastizales así como el 10 % de los Matorrales que si bien el valor es relativamente bajo aportan la misma extensión que los Pastizales, por otra parte el 30 % tanto de Otros tipos de vegetación como de Otras coberturas se suman a esta categoría.

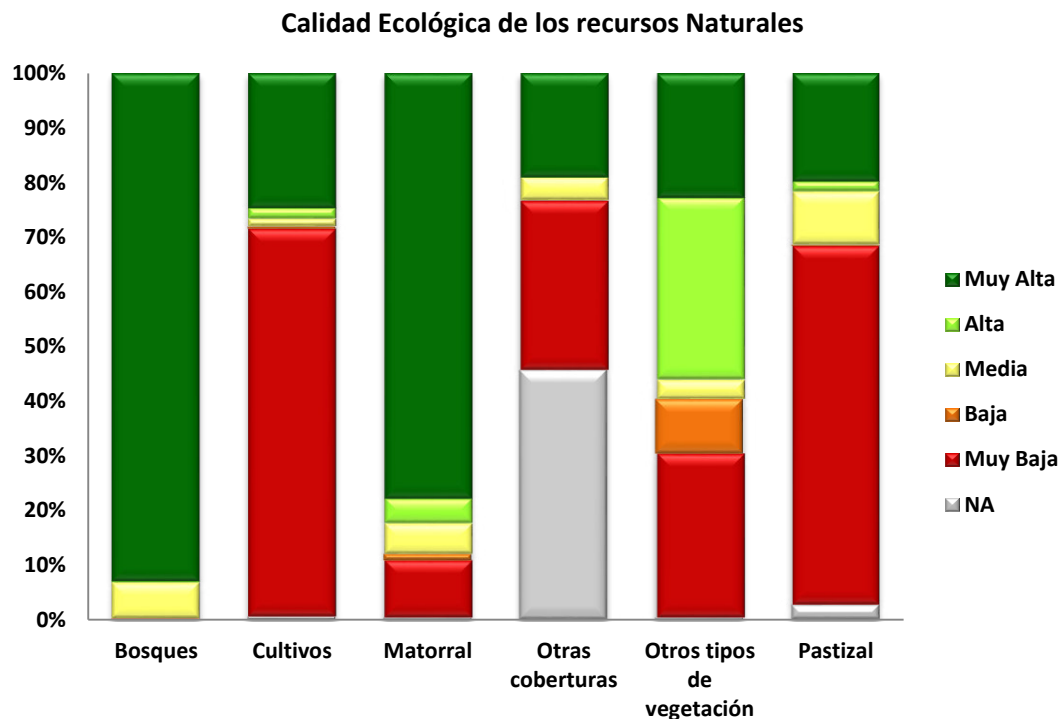


Figura 48.- Representatividad de la calidad ecológica de los recursos naturales por categoría de Uso de Suelo para el año 2011

7.6 Fragilidad de los Recursos Naturales

En lo que concierne a la fragilidad ecológica de los recursos naturales presentes en el área de la RHP (Figuras 49 y 50), el 28 % del área presenta una fragilidad muy alta y el 71 % presenta fragilidad alta restando solo 1 % con fragilidad media, los que indica que los recursos son muy susceptibles a factores de cambio. Como se puede observar a partir del mapa de fragilidad ecológica (Figura 50), las zonas con condiciones de muy alta calidad ecológica coinciden con las áreas que presentan una calidad muy alta de los recursos.

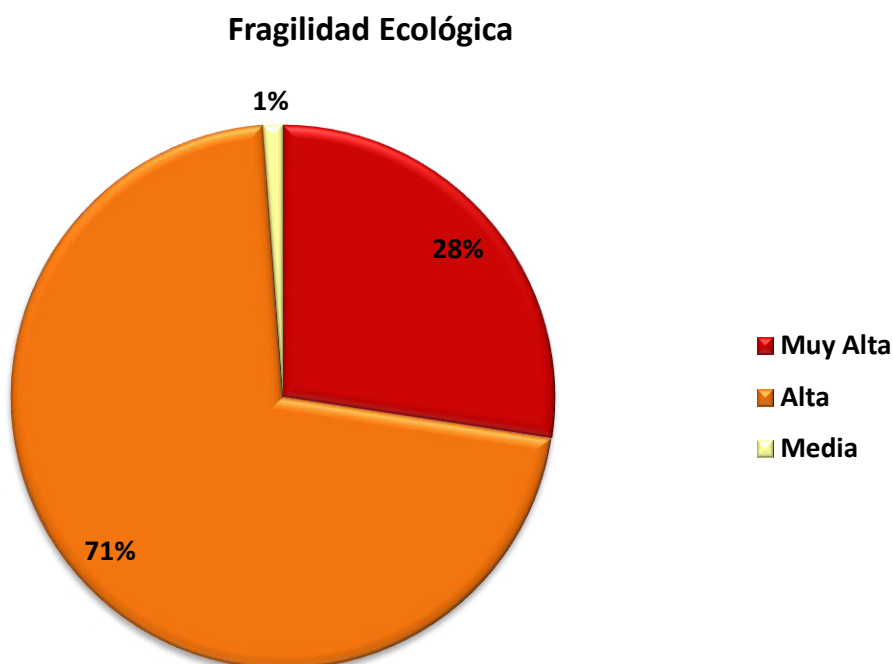


Figura 49.- Representatividad de la fragilidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011

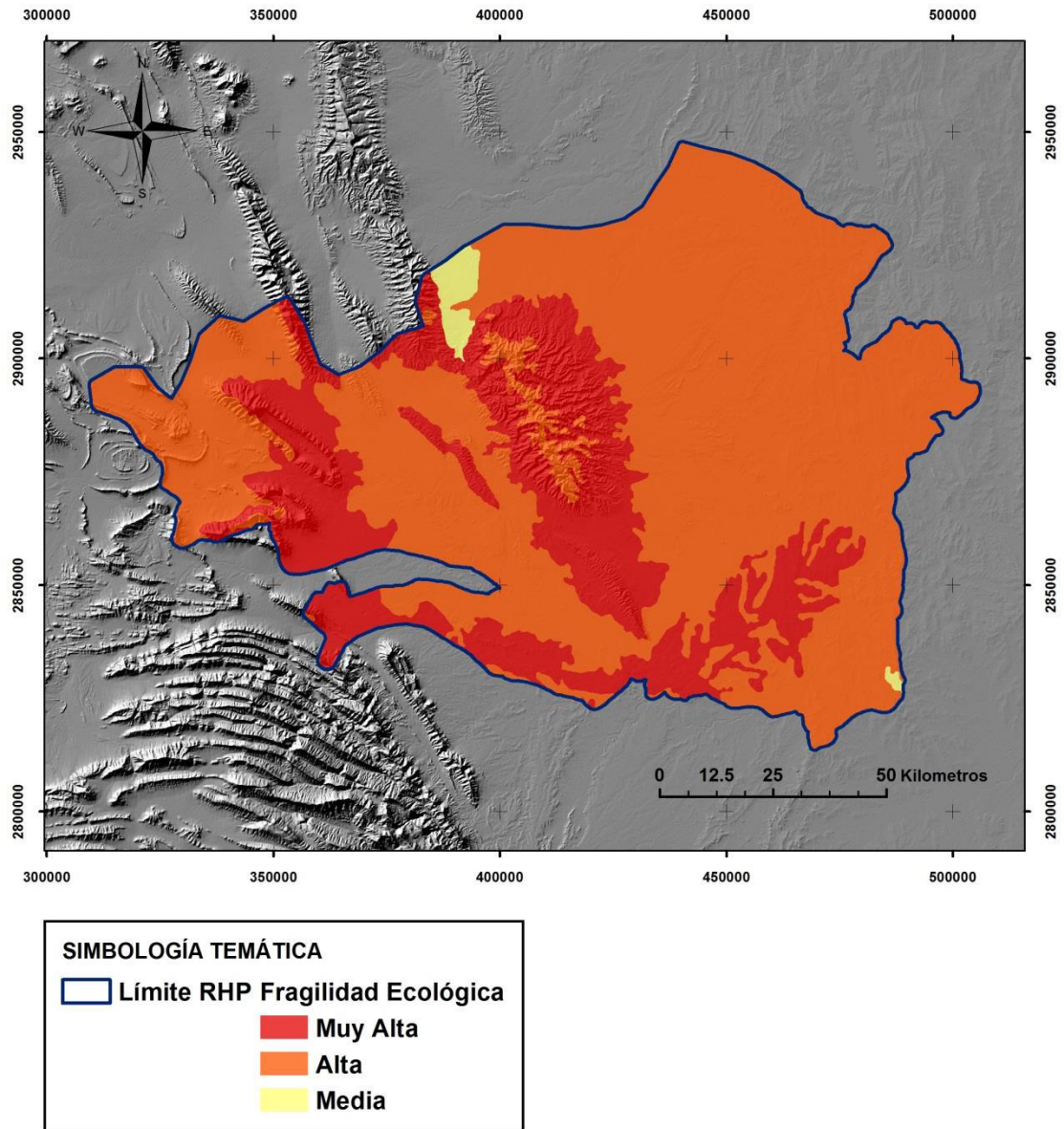


Figura 50.- Mapa de la fragilidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011

Los principales usos de suelo que destacan por presentar fragilidad ecológica muy alta son los bosques y matorrales con aproximadamente el 40 % de su extensión así como otras coberturas que incluye la zona urbana.

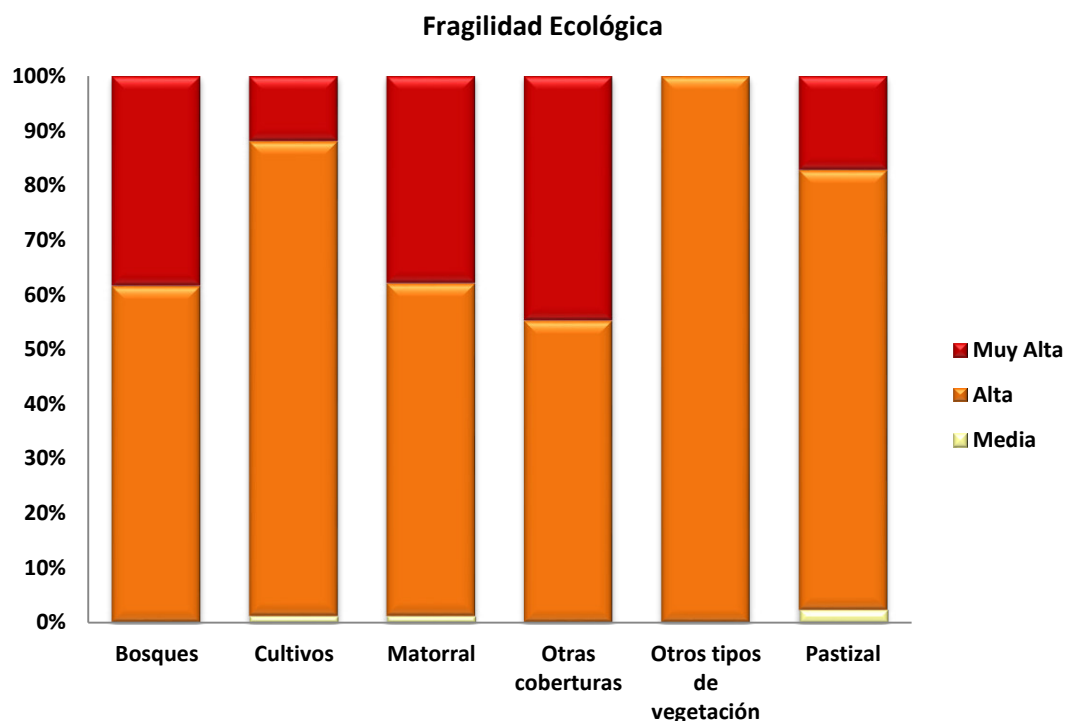


Figura 51.- Representatividad de la fragilidad ecológica de los recursos naturales de la RHP para el año 2011

7.7 Políticas de Ordenamiento Ecológico

En cuanto a las políticas ecológicas aplicables para el área de la RHP (Figuras 52 y 53), el 51 % del área correspondería a una política de conservación de los recursos, el 36 % debería de ser restaurada , el 8 % conservada y en 5 % del territorio no aplicaría política alguna, esto debido a que está representado por áreas urbanas o cuerpos de agua.

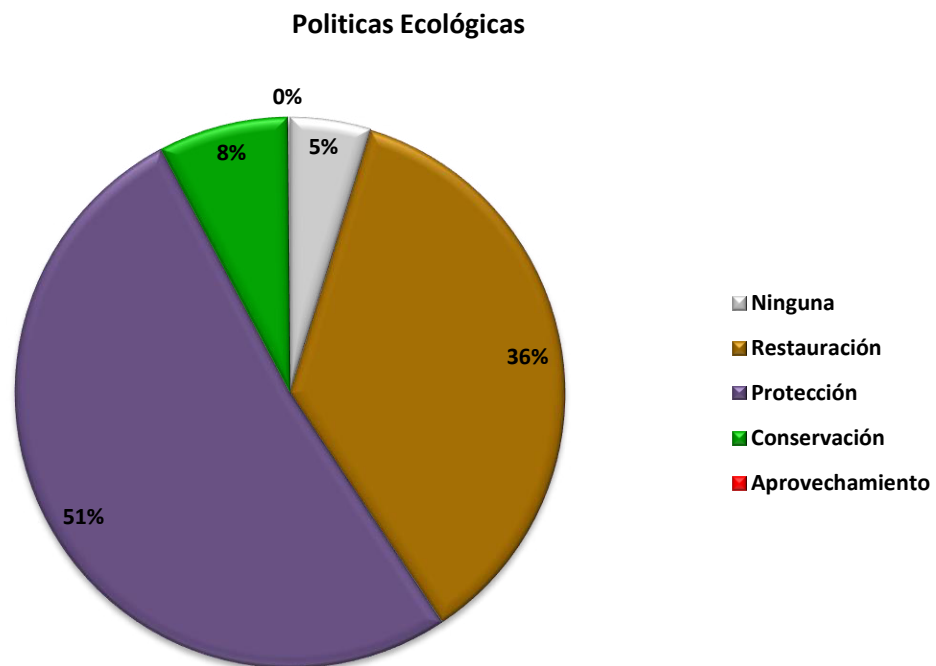


Figura 52.- Representatividad de las políticas ecológicas de ordenamiento propuesta para la RHP para el año 2011

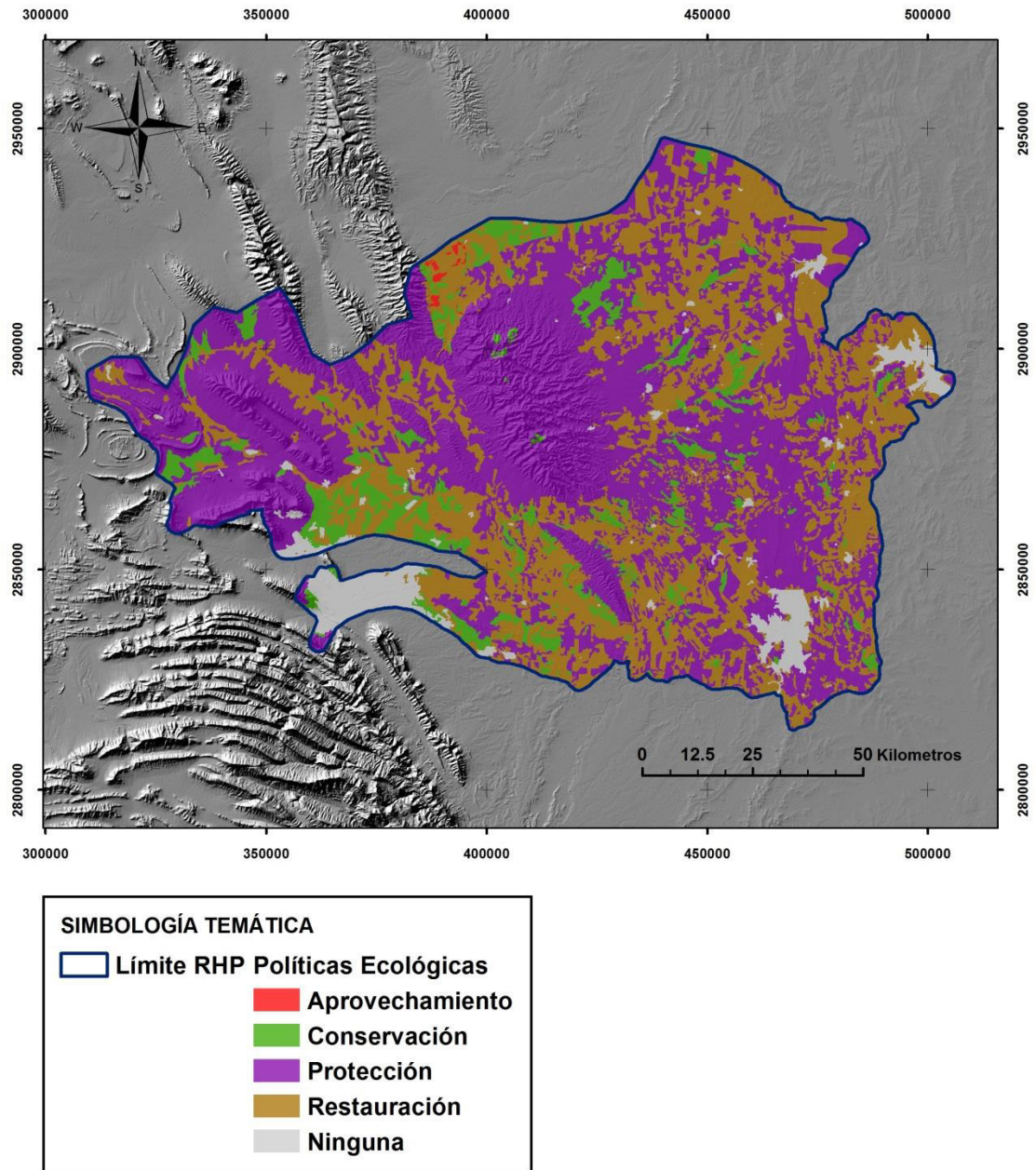


Figura 53.- Mapa de las políticas ecológicas de ordenamiento propuesta para la RHP para el año 2011

Como se observa en la Figura 54, de manera particular el 93 % de los bosques estarían dentro de una política de protección y 7 % en conservación, en el caso de los cultivos el 71 % deberían de ser restaurados y cerca del 25 % en protección, los matorrales deben de ser protegidos en un 76 % de su extensión y restaurados o conservados en un 12 % respectivamente; los pastizales por su parte deben de ser restaurados en un 65 % de su extensión y protegidos en un 20 % , para las áreas urbanas así como los cuerpos de agua no aplicaría ninguna política.

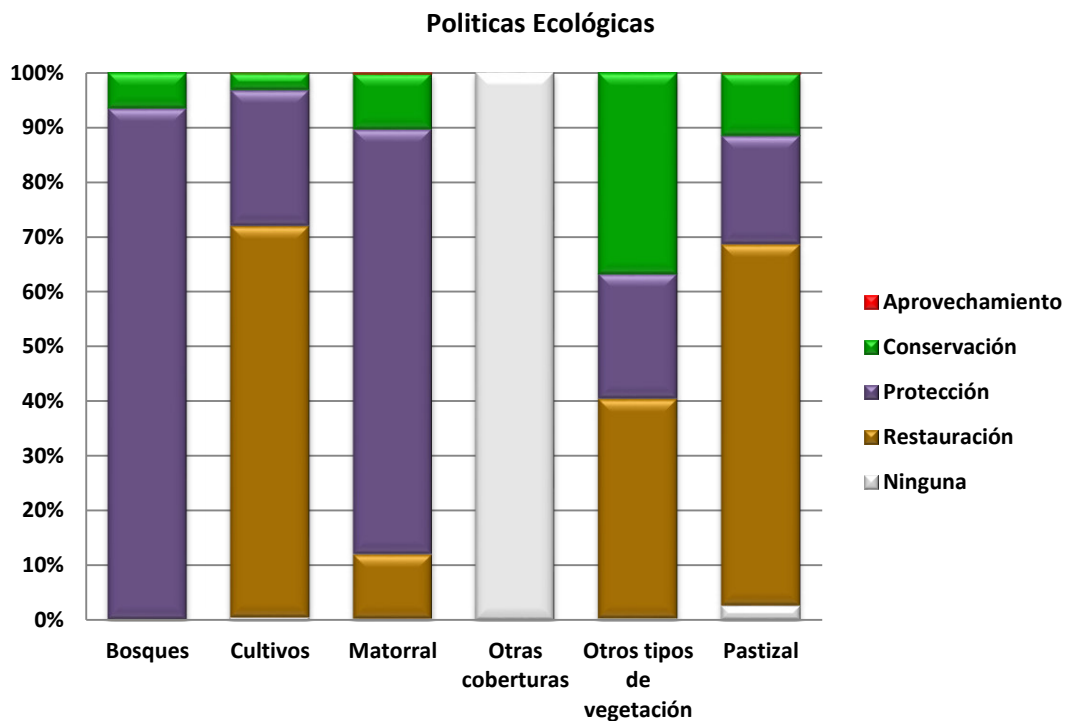


Figura 54.- Representatividad de las políticas ecológicas de ordenamiento por categoría de Uso de Suelo para el año 2011

8 CONCLUSIONES

El análisis de la distribución geográfica y dinámica del uso del suelo y vegetación permitió tener una mejor caracterización del territorio, identificar áreas prioritarias para la conservación, así como las bases para el establecimiento de políticas correctivas y a la formulación de planes de acción para el mejor manejo de los recursos naturales. Particularmente en el área de la RHP los tipos de uso de suelo y vegetación más representativos fueron los matorral, cultivos y pastizales, sin embargo estos últimos ligados a la ganadería y la agricultura se expandieron promovidos principalmente por la alta actividad agropecuaria de la zona afectando la representatividad de los matorrales, los cuales, presentaron una pérdida de superficie y dispersión a nivel de paisaje, por lo que se recomienda contemplar acciones de mitigación, por ser una de las comunidades que mayor diversidad biológica posee.

Se identificaron áreas en la que su cobertura ha cambiado entre distintos periodos de tiempo, observándose una disminución muy marcada en el periodo de 1993-2000 (71%) y una recuperación durante el periodo 2000-2011 (45%), sin embargo se mostró una pérdida global durante 1976-2011 (45%).

Los pastizales registraron las tasas de cambio más altas durante los años 1976 y 2000, así mismo los cambios ocurridos en los cultivos y otras coberturas indican un gran proceso de antropización del territorio del área de estudio, aunado al ya mencionado proceso de desmatorralización generalizado para todo el país, ya que esta cobertura mostró tasas de pérdida en todos los periodos de tiempo.

Respecto a la fragmentación, durante el periodo 1976-2011 se registró un cambio en la forma de los parches, estos están perdiendo su forma de núcleo con una tendencia a ser más vulnerables,

Por otro lado a nivel de Clase los terrenos dedicados a la ganadería como los pastizales y la agricultura (cultivos) mostraron un mayor impacto con un aumento en la superficie así como en el número y tamaño de los fragmentos, tendiendo a ser más irregulares y ocasionando su homogenización.

En el caso de los matorrales fueron los que mayor fragmentación mostraron, presentaron una pérdida de superficie y dispersión a nivel de paisaje, por lo que se recomienda contemplar acciones de mitigación, por ser una de las comunidades que mayor diversidad biológica posee. En el caso de otras coberturas (área urbana) aumento su representatividad en el periodo 1993 incrementando el número de fragmentos y disminuyendo el tamaño de estos, sin embargo dicha tendencia se revierte a partir del periodo 2000 indicando un crecimiento y consolidación del área Urbana.

La propuesta para la creación de una red de conectividad ecológica constituye una herramienta estratégica para la conservación de la biodiversidad, ya que toma en cuenta la priorización de áreas para mantener o aumentar la conectividad entre dichos fragmentos.

El concepto de la ruta de más corta es práctica en el sentido de facilitar los procesos de restauración ecológica y en el sentido de que mientras más cercanos se encuentren los fragmentos y existan componentes que faciliten su conexión, muchas especies podrán moverse más fácilmente a través del paisaje.

Esta propuesta debe enmarcarse dentro de un enfoque de manejo de paisaje, por lo que debe ser considerada como información base para la planificación de los recursos.

.

9 BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, C., E. Martínez, y L. Arriaga. 2000. Deforestación y fragmentación de ecosistemas: qué tan grave es el problema en México. CONABIO. Biodiversitas 30:7-11
- Antonio Nemiga, Xanat, Eduardo Treviño Garza y Enrique Jurado-Ybarra. 2006. Fragmentación forestal en la subcuenca del río Pilon: diagnóstico y prioridades. Madera bosques vol.14, n.3, pp.5-23.
- Arias, E., Chacón, O., Herrera, B. Induni, G., Acevedo, H., Coto, M., Barborak, J. (2008). Las redes de conectividad como base para la planificación de la conservación de la biodiversidad: propuesta para Costa Rica. Rev. Recursos Naturales N 54, CATIE.
- Arriaga, L., V. Aguilar, J. Alcocer, R. Jiménez, E. Muñoz y E. Vázquez. 2002. Regiones hidrológicas prioritarias. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/hidrologicas.html>
(14/11/2017).
- Bennett A. F. 1999. Linkages in the landscapes. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- Bennett, G. 2004. Integrating biodiversity conservation and sustainable use: lessons learned from ecological networks. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.55 pp.
- Bocco, G., 2007. La cartografía y los sistemas de información geográfica en el manejo integrado de cuencas, en Cotler, Helena (ed.) (2007) El manejo integral de cuencas en México Estudios y reflexiones para orientar la política ambiental, Instituto Nacional de Ecología, México pp. 59-64
- Botequilha, A.; J. Miller; J. Ahern; K. McGarigal. 2006. Measuring landscapes. A planners's handbook. Island Press. 272 pp.
- Boulinier T., J.D. Nichols, J.E. Hines, J.R. Sauer, C.H. Flather & K.H. Pollock, 2001. Forest Fragmentation and Bird Community Dynamics: Inference at Regional Scales, *Ecology*, 82(4): 1159-1169.
- Brown, P., Kete, N. and Livernash, R., 1998. Forest and land use projects, in J. Goldemberg (ed.), Issues and Options – the Clean Development Mechanism, United Nations Development Program, New York, pp. 163–173
- Burel, F. y J. Baudry. 2002. Ecología del Paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones.Ed. Mundi-Prensa. España. 353 pp.
- Cabral, H., I. J. March, A. Nelly y M. Manzano. 2010. Programa de Acción ante el Cambio Climático para el Estado de Nuevo León. Instituto Tecnológico de Monterrey. Monterrey, Nuevo León, México, 470 pp.

Capó, M., Lujan, C., Treviño, E., Najera, J. M., Cabral, I., & Cuevas, J. 2007. Diagnóstico del sector forestal del Estado de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León: Comisión Nacional Forestal.

Carpenter, S. R., B. H. Walker, J. M. Anderies, and N. Abel. 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems* 4:765–781.

Casillas, J. A. 2007. El Programa Nacional de microcuencas: una estrategia de desarrollo integral, en H. Cotler (comp.), El manejo integral de cuencas en México, 2da Edición, Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 259-275.

Castelán, V., R., Ruiz C., J., G. Linares F., R. Pérez A., y V. Tamariz F. 2007. Dinámica de cambio espacio-temporal de uso del suelo de la subcuenca del río San Marcos, Puebla, México. *Investigaciones Geográficas* 64: 75-89.

Ceballos, G., and P.R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904-907.

Céspedes, M; Finegan, B; Herrera, B; Delgado, D; Velásquez, S; Campos, J. 2008. Diseño de una red ecológica de conservación en la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas del Área de Conservación Osa, Costa Rica. *Revista de Recursos Naturales y Ambiente*. Edición No 54. CATIE, Turrialba, Costa Rica

Challenger, A., 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. Conabio-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.

Challenger, A., Dirzo R. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO. México. pp. 37-73.

Chuvieco, Emilio. 2002. Teledetección Ambiental: la observación de la tierra desde el espacio. España: Barcelona, Ariel, 534 págs. ISBN: 84-344-8047-6.

CONAFOR. 2018 <https://datos.gob.mx/busca/dataset/inventario-nacional-forestal-y-de-suelos> (18/01/2018).

CONAGUA. 2009. Tabla Maestra de Presas Principales 2009. [http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/SINA/TM\(Presas_Principales\).xls](http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/SINA/TM(Presas_Principales).xls) (01/02/2018)

Congalton R, Green K (1999) ‘Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices.’ (CRC/Lewis Press: Boca Raton) 137 pp

Congalton R, Green K (1999) ‘Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices.’ (CRC/Lewis Press: Boca Raton) 137 pp

Congalton R, Green K. 1999. Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices. (CRC/Lewis Press: Boca Raton) 137 pp.

- Crist M.R., B. Wilmer & G.H. Aplet. 2005. Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies, *Journal of Applied Ecology*, 42: 181-191.
- Cushman, S.A.; K. McGarigal y M. C. Neel. 2008. Parsimony in landscape metrics: Strenht, universality and consistency. *Ecological Indicators* 8:691-703.
- De Lucio, J.V., Atauri, J.A., Sastre, P. Y Martínez, C. 2003. Conectividad y redes de espacios naturales protegidos: del modelo teórico a la visión práctica de la gestión. En García Mora, M.R. (coord.) Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea. Junta de Andalucía: 29-54. Eastman, J.R. 2009. *IDRISI 16: The Taiga Edition*. Worcester, MA. Clark University. USA.
- Echeverría C., A.C. Newton, A. Lara, J.M. Rey & D.A. Coomes, 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile, *Global Ecology and Biogeography*.
- Esquivel P., S., 2012, Impacto del escurrimiento asociado a eventos de precipitación extremos en una cuenca urbana y su relación con el cambio y uso del suelo, Tesis Maestría, Facultad De Ingeniería Civil, Universidad Autónoma De Nuevo León, Monterrey, México, 177pp.
- ESRI. 2010. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- FAO. 1996. Forest resources assessment. 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Roma. Number 130. 152 pp.
- FAO. 2009. Análisis del índice normalizado de la vegetación (NDVI) para detección de degradación de la cubierta forestal en México 2008 – 2009. Roma, Italia.
- Forman, R. T. T., and M. Godron. 1986. Landscape ecology. Wiley, New York. pp. 640.
- Forman, R.T.T. 1995: Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 632 p.
- Gautam AP, Webb EL, Shivakoti GP, Zoebisch MA. 2003. Land use dynamics and landscape change pattern in a mountain watershed in Nepal. *Agric Ecosyst Environ*. 99:83–96.
- GLP. 2005. Science Plan and Implementation Strategy. IGBP Report No. 53/IHDP Report No. 19. IGBP Secretariat, Stockholm. 64pp.
- Google Earth. 2017. Google Earth Ver. 7.3. Google Inc. Mountain View, CA USA.. <https://www.google.com/intl/es/earth/> (01/02/2018).
- Goward, S. N. 1991. Normalized difference vegetation index measurements from the Advance Very High Resolution Radiometer, *Remote Sensing Environment*, 35:257-277.

Gurrutxaga, M. 2004. Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad. Nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial. Vitoria-Gasteiz, Gobierno Vasco.

Hector, TS. Carr, MH; Zwick, PD. 2000. Identifying a linked reserve System using a regional landscape approach: The Florida Ecological Network. *Conservation Biology* 14 (4): 984-1000.

Huete, A., Justice, C. y Van Leeuwen, W. Abril. 1999. Modis Vegetation Index (MOD13) Algorithm Theoretical Basis Document. Version 3.

INE. 2000. Ordenamiento Ecológico General del Territorio http://bibliotecadigital.imipens.org/uploads/Ordenamiento%20Ecologico%20General%20del%20Territorio_%20Memo%20Tecnica%20.pdf

INE., 2005. Ordenamiento Ecológico Región Cuenca de Burgos

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1970. IX Censo General de Población 1970. Aguascalientes, México. <http://www.beta.inegi.org.mx/proyectos/ccpv/1970/default.html> (01/02/2018).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1976. Conjunto Nacional de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250 000. Serie I. DGG-INEGI. Aguascalientes, México <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (01/02/2018)

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1993. Conjunto Nacional de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250 000. Serie II. DGG-INEGI. Aguascalientes, México <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (01/02/2018).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1995. Censo de Población y Vivienda 1995. Aguascalientes, México. <http://www.beta.inegi.org.mx/proyectos/ccpv/1995/default.html> (01/02/2018).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2010. Censo de Población y Vivienda 1995. Aguascalientes, México. <http://www.beta.inegi.org.mx/proyectos/ccpv/2010/default.html> (01/02/2018).

Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-130.

Khadka, A. 2014. Predicting the Effects of Different Land-Use Scenarios on Water Availability Using a Hydrological Model. *Tropical Resources Bulletin* 32-33, 72-77.

Koppel, K., 2005. MaakasutuseuurimisemetoodikaKasaritsauurimisala (Roõgekihilkond) 17–19.sajandiku`lamaastikekujunemisena`itel [The research methods of historical land use as exemplified by the formation of rural landscapes on Kasaritsa study area (Roõge parish) in 17th–19th centuries. Msc thesis, Tartu University, Tartu

Lambin, E.F. 1994. Modelling deforestation processes: a review. *TREES Series B. Research Report 1*. European Commission, Brussels, EUR 15744 EN. pp 113.

Lambin, E.F., Baulies, X., Bockstael, N., Fischer, G., Krug, T., Leemans, R., Moran, E.F., Rindfuss, R.R., Sato, Y., Skole, D., Turner, B.L. II, Vogel, C., 1999. Land-use and land-cover change (LUCC):Implementation strategy. IGBP Report No. 48, IHDP Report No. 10, Stockholm, Bonn

Lambin, E.F., Rounsevell, M., Geist, H., 2000. Are current agricultural land use models able to predict changes in land use intensity? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 1653, 1–11.

Lambin, E. F., Turner B. L., Helmut J. G., 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261-269.

Lambin, E. F., and H. J. Geist, editors. 2006. Land-use and land cover change: local processes and global impacts. Springer, Berlin, Germany.

Lillesand, T. M and R. W. Kiefer, 1994. Remote Sensing and Image Interpretation, 3rd ed. xvi + 750 pp. New York.

López G., E., G. Bocco, M. E. Mendoza, A. Velázquez y R. Aguirre. 2006. Peasant emigration and land-use change at the watershed level. A GIS-based approach in Central Mexico. *Agricultural Systems* 90 (1-3): 62-78

Martínez [M. L.](#), [O.](#) Pérez-Maqueo, G. Vázquez, G. Castillo-Campos, J. García-Franco, [K. Mehltreter](#), [M.](#) Equihua y R. Landgrave. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. 258: 1856-1863.

Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Díaz G., R. Mayorga S., C. Alcántara, R. Castro y T. Fernández. 2002. Monitoreo de los cambios de cobertura en México. Memorias II seminario latinoamericano de Geografía Física, Maracaibo, Venezuela. [https://www.researchgate.net/publication/242423993 MONITOREO DE LOS CAMBIOS DE COBERTURA EN MEXICO](https://www.researchgate.net/publication/242423993_MONITOREO_DE_LOS_CAMBIOS_DE_COBERTURA_EN_MEXICO)

Mas, J.F., A. Velázquez, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández y A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5(4):249-261.

Mas, J.F., Kolb, M., Paegelow, M., Camacho Olmedo, M.T., Houet, T., 2014. Inductive pattern-based land use/cover change models: a comparison of four software packages. In: *Environ. Model. Softw.*, 51. Elsevier, pp. 94-111.

Masera, O.R., Ordóñez, M.J., and Dirzo, R., 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35 : 265-295. En *challenger 2009* Masera, O.R., M.J. Ordóñez, y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35: 265-295.

McGarigal, K.; B. J. Marks. 1995. FRAGSTAT, Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. USDA Forest Service General Technical Report. PNW-351

McGarigal, K., Cushman, S.A. and Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer Software Program Produced by the Authors at the University of Massachusetts, Amherst.

Mendoza, M.E., G. Bocco, E. López y M. Bravo. 2010. Hydrological implications of land-cover and land-use change: Spatial analytical approach at regional scale in the closed basin of the Cuitzeo Lake, Michoacan, Mexico. *Singapore Tropical Geography* 31: 197-214.

Mendoza, M.E., E. López Granados, D. Geneletti, D.R. Pérez-Salicrup y V. Salinas. 2011. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography* 31: 237-250

Meneses T., C. 2009. Forest Resources Assessment Working Paper - 173 Análisis del índice normalizado de la vegetación (NDVI) para detección de degradación de la cubierta forestal en México 2008-2009. Estudios de caso sobre la evaluación de la degradación de los bosques.

Mireles Infante, S. A., 2013. Análisis Geográfico Multi-Temporal De La Cobertura De Matorral Espinoso Tamaulipeco Y Su Representatividad En Las Áreas Naturales Protegidas De Nuevo León, México. Universidad Autónoma De Nuevo León Facultad De Ciencias Forestales Departamento De Silvicultura Y Manejo Forestal (Tesis)

Monroy O., R. 2013. Los sistemas urbanos de cuenca en México. Transitando a estrategias integrales de gestión hídrica Economía, Sociedad y Territorio, vol. XIII, núm. 41, enero-abril, 2013, pp. 151-179

Moreno T., A. and García, M. A., 2012. Cambio de uso de suelo y captura de carbono en la Sierra Madre Oriental. En: Flores M., J. J.; A. Moreno T., M. A. García A., O. A. Leal. N., C. Ibarra S., R. M. González I., C. B. Ramos S. N. N. Villa H., O. Gehú P, S. Salazar H. y S. G. Ortiz M. Biodiversidad y desarrollo rural en la Sierra Madre Oriental de Nuevo León, pp. 67-105. Secretaría de Desarrollo Social - Especies Sociedad y Hábitat, A. C.

Murrieta E. 2006. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el corredor biológico volcánica central - Talamanca, Costa Rica. (Tesis posgrado). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza – CATIE. Turrialba, Costa Rica Murcia, C. 1995

Návar, J., y E. Rodríguez. 2002. Caracterización de las superficies agrícolas y sus volúmenes de irrigación en la cuenca del Río San Juan, México”, *Investigaciones Geográficas*, 47: 77-91

Newbold, T. et al. 2014. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. *Proc. R. Soc. B* 281: 20141371. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1371> (14/11/2017)

Newton AC, Hill RA, Echeverría C, Golicher D, Benayas JMR, Cayuela L, Hinsley SA , 2009, Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography* 33:528–546.

Noss, R. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scale. In Hundson, W. (ed). Landscape linkages and biodiversity. Washington, US, Defenders of Wildlife. 196 p.

Ojima, D.S., K. A. Galvin, and I. Turner, B. L., 1994. The global impact of land-use change. *BioScience* 44:300–304.

Ortega, D.G. 2011. Diagnóstico sobre la gestión y el uso del agua en el sector agropecuario de Nuevo León, Instituto del agua del Estado de Nuevo León, México, pp. 288.

Paegelow, M., Camacho Olmedo M.T., Menor Toribio J., 2002. [Modelización prospectiva del paisaje mediante Sistemas de Informacion Geografica](#). In: X Congreso de Metodos Cuantitativos, Sistemas de Informacion Geografica y Teledeteccion. Asociación de Geógrafos Españoles. 17-20 septiembre, Valladolid; 10 p. CD-ROM. ISBN: 84-87528-47-3.

Paegelow, M., Camacho Olmedo, M.T. (coord.), 2008. Modelling Environmental Dynamics. Advances in geomatic solutions. Springer, series: Environmental Science and Engineering, 390 p.

Palomeque D., M. A., A. Galindo A., M. J. Escalona M., S. C. Ruiz A., A. J. Sánchez M. y E. Pérez S. 2017. Analysis of land use change in an urban ecosystem in the drainage area of the Grijalva river, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23(1), 105-120. doi: 10.5154/r.rchscfa.2016.03.018

Pérez M., R., G.M. Cruz B., F.G. Moreno S., A. Hernández y E.M. Romero S. 2012. Cambios de vegetación y uso de suelo en la Cuenca Río Bravo-San Juan, Coahuila (1993-2008). *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3(10), 25-40.

Pineda, N., J. Bosque S., M. Gómez D y W. Plata. 2009. Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. Núm. 69, pp.33-52

Platas V., C., E.J. Treviño G., G. Cuellar R. y R. López A. 2007. Evaluación del cambio del uso del suelo en tres cuencas del Río San Juan. . Resúmenes de la Reunión Nacional SELPER - Capítulo México. Monterrey, N.L.

Pontius, R.G., E. Shusas y M. McEachern. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101: 251-268.

Ramos, Z.S; Finegan, B. 2005. Una red ecológica para la conservación de la biodiversidad. Recursos, Ciencia y decisión. Edición No 4. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Rescia, A. J., Schmitz, M. F., Martín de Agar, P., De Pablo, C. L., Atauri, J. A. y F.D. Pineda. 1994. Influence of landscape complexity and land management on woody plant diversity in northern Spain. *Journal of vegetation Science*, 5: 505-516.

Ribe R., R. Morganti, D. Hulse & R. Shull, 1998. A management driven investigation of landscape patterns of northern spotted owl nesting territories in the high Cascades of Oregon, *Landscape Ecology* 13: 1–13.

Rosete V., F.A., J.L. Pérez D. y G. Bocco. 2008. Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México . *Investigaciones Geográficas (Mx)*, Núm. 67, Diciembre, pp. 39-58

Rutledge, D., 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? En: *DOC Science Internal Series* 98. 27 P.

Saunders, D.A.; Hobbs, R.J.; Margules, C.R. 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18.32.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2001. Programa Sectorial de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 2001-2006. México, D.F., México.
<http://www.sagarpa.gob.mx/ganaderia/Publicaciones/Paginas/ProgSecAGDRPA01-06.aspx> (18/01/2018).

Sang, L., C. Zhang, J. Yang, D. Zhu, and W. Yun., 2011. Simulation of land use spatial pattern of towns and villages based on CA-Markov model. *Mathematical and Computer Modelling* 54: 938-943.

Santos T. y J.L. Tellería 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas* 15 (2): pp. 3-12
<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/viewFile/180/177> (02/02/2018)

Sanz, V., M. Riveros, M. Gutiérrez y R. Moncada. 2011. Vegetación y uso de la tierra en el estado Nueva Esparta, Venezuela: un análisis desde la ecología del paisaje. *Interciencia* 36: 881–887.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2001. Inventario Nacional Forestal 2000. México, D. F., México.
<https://datos.gob.mx/busca/dataset/inventario-nacional-forestal-y-de-suelos> (18/01/2018).

SEMARNAT, 2005a. Informe de la situación del medio ambiente en México: 2005 Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

SEMARNAT, 2005b. Indicadores básicos del desempeño ambiental de México: 2005. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

SEMARNAT, 2006. La política ambiental en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2013. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Edición 2012. México. http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/pdf/Informe_2012. (18/01/2018)

Statistical Package for the Social Sciences Inc. (SPSS). 2004. SPSS para Windows. Versión 13.0. Chicago: SPSS Inc. s/p.

Subedi, P., K. Subedi., and B. Thapa. 2013. Application of a Hybrid Cellular Automaton–Markov (CA-Markov) Model in Land-Use Change Prediction: A Case Study of Saddle Creek Drainage Basin, Florida. *Applied Ecology and Environmental Sciences* 1: 126-132.

Taylor, P.D., Fahrig, L. Henein, K. and Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3): 571-572.

Taylor, P.; Fahrig, L. and With, K. 2006. Landscape connectivity: A return to basics. Pp. 29-43 in: CROOKS, K. R. and SANJAYAN, M. (eds.). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Teillet, P. M. (1995). On the dark target approach to atmospheric correction of remotely sensed data. *Canadian J. Remote Sensing*.

Turner, M. G. 1989. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20:171-197.

Valenzuela N., L. M., J. A. Muñoz V., J. L. González B., G. González C. y M. A. Velázquez V. 2007. Cambio De Uso De Suelo En La Porción Norte De La Microcuenca “Las Amapolas” En Guanajuato, México, *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*. 2012 11:15-22.

Vela C., P., M.C. Hori O., N. Abad, A. Moreno T., S. Casas G., C. Cantú A., y F. Lozano G. 2007a Modelo de resolución de conflictos y determinación de uso del suelo en la Región de Burgos. *In*: Lozano F.L., S. Casas González y E. Treviño Garza. (compiladores) *Reunión Nacional SELPER SELPER en el Manejo de Recursos para el Desarrollo Sustentable -Capítulo México*. Monterrey, N.L. pp. 79- 86. https://www.academia.edu/12678474/Formulaci%C3%B3n_del_Modelo_de_Aptitud_Forestal_para_el_Ordenamiento_Ecol%C3%B3gico_de_la_Regi%C3%B3n_Cuenca_de_Burgos_Coahuila_Nuevo_Le%C3%B3n_y_Tamaulipas (01/02/2018)

Vela, P., G. Requena, S. Casas y F. Lozano. 2007b. Cambio de la cobertura del suelo 1976-2000 en la región Cuenca de Burgos. *In*: Lozano F.L., S. Casas González y E. Treviño Garza. (compiladores) *Reunión Nacional SELPER SELPER en el Manejo de Recursos para el Desarrollo Sustentable -Capítulo México*. Monterrey, N.L. -Capítulo México. Monterrey. N.L. pp. 205-214. https://www.academia.edu/12678474/Formulaci%C3%B3n_del_Modelo_de_Aptitud_Forestal_para_el_Ordenamiento_Ecol%C3%B3gico_de_la_Regi%C3%B3n_Cuenca_de_Burgos_Coahuila_Nuevo_Le%C3%B3n_y_Tamaulipas (01/02/2018)

Vela, P. y F. Lozano. 2007c. Análisis del cambio de áreas con vegetación secundaria en la Región Cuenca de Burgos. *In*: Lozano F.L., S. Casas González y E. Treviño Garza. (compiladores) Reunión Nacional SELPER SELPER en el Manejo de Recursos para el Desarrollo Sustentable -Capítulo México. Monterrey, N.L. -Capítulo México. Monterrey. N.L. pp. 215-222.

https://www.academia.edu/12678474/Formulaci%C3%B3n_del_Modelo_de_Aptitud_Forestal_para_el_Ordenamiento_Ecol%C3%B3gico_de_la_Regi%C3%B3n_Cuenca_de_Burgos_Coahuila_Nuevo_Le%C3%B3n_y_Tamaulipas (01/02/2018).

Vela C., M.P. y D.F. Lozano G. 2010. Proyección Tendencial de cambio 2010 y 2030 en la cobertura de suelo en la región de Burgos mediante Cadenas de Márkov, Revista Journal Selper, Volumen 30, No.1 , pp. 5-14

Velázquez, A., Mas, J.F., Mayorga-Saucedo, R., Palacio, J L., Bocco, G., Gómez-Rodriguez, G., Luna-Gonzáles, L., Trejo, I., López-García, J., Palma, M., Peralta, A. and Prado-Molina, J. 2001. El Inventario Forestal Nacional 2000: Potencial de Uso y Alcances. Ciencias, 64: 13-19.

Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz G., R. Mayorga S., P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta Ecológica INE-SEMARNAT, México 62:21-37.

Vila, J., Varga, D., Llausas, A., Ribas, A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. Doc. Anàl. Geogr. 48: 151-166.

ANEXO 1

Tabla 15.- Árbol de decisiones con los criterios rectores para evaluar los niveles de fragilidad

FACTOR	MUY ALTA	ALTA	MEDIA	BAJA	MUY BAJA
VEGETACIÓN	Vegetación con muy alta fragilidad	Vegetación con alta fragilidad	Vegetación con fragilidad media	Vegetación con baja fragilidad	Se considera que no existen en el país condiciones de muy baja fragilidad debido a las características del medio natural.
	Y	Y/O	Y/O	Y	
RELIEVE	Relieve con muy alta fragilidad	Relieve con alta fragilidad	Relieve con fragilidad media	Relieve con baja fragilidad	
	Y	Y/O	Y/O	Y	
SUELOS	Suelos con muy alta fragilidad	Suelos con alta fragilidad	Suelos con media fragilidad	Suelos con baja fragilidad	

Tabla 16.- Árbol de decisiones ampliado con los criterios rectores para evaluar los niveles de fragilidad

FACTOR	Fragilidad muy alta	Fragilidad alta	Fragilidad media	Fragilidad baja	Fragilidad muy baja
Vegetación	Manglar, Vegetación acuática, Bosques mesófilos, Selvas húmedas, Bosques templados, Vegetación de galería.	Selvas subhúmedas, praderas de alta montaña, matorrales.	Pastizales naturales, vegetación halófila, vegetación de dunas costeras.	Palmares, sabanas,	Se considera que no existen en el país condiciones de muy baja fragilidad debido a las características del medio natural.
	Y	Y/O	Y/O	Y	
Relieve	Montañas muy disectadas y edificios volcánicos.	Montañas de disección moderada, volcanes poco disectados y pie de montes.	Relieve kárstico, terrazas con disección alta, procesos costeros, planicies acumulativas.	Terrazas con disección moderada.	
	O	O	O	Y	

Pendiente	>25°	15-25°	6-15°	0-6°	
	Y	Y/O	Y/O	Y	
Suelos	Gleysoles	Solonchaks, Regosoles, Luvisoles, Cambisoles, Acrisoles, Andosoles.	Vertisoles, Rendzinas, Planosoles, Arenosoles, Nitisoles, Litosoles.	Xerosoles, Feozems, Castañozems.	

Tabla 17.- Árbol de decisiones ampliado con los criterios rectores para evaluar los niveles de calidad

	Muy Alta	Alta	Media	Baja	Muy Baja
Vegetación	Vegetación en buen estado de conservación	Vegetación tendiente a la vegetación secundaria	Vegetación tendiente al agropecuario	Vegetación tendiente al agropecuario	Vegetación tendiente al agropecuario
	y	y/o	y/o	y/o	y/o
Sobrepastoreo	Sin sobrepastoreo	Áreas Sobrepastoreadas	Áreas sobrepastoreadas	Áreas sobrepastoreadas	Áreas sobrepastoreadas
	y	y/o	y/o	y/o	y/o
Suelo	Cualquier tipo de suelo que no presente erosión	Cualquier tipo de suelo que no presente erosión	Cualquier tipo de suelo con erosión	Cualquier tipo de suelo con erosión	Cualquier tipo de suelo con erosión
	y	y/o	y/o	y/o	y/o
Contaminación de agua superficial	Sin deterioro por contaminación	Con evidencias de deterioro por contaminación	Con deterioro o con deterioro importante por contaminación	Con deterioro o con deterioro importante por contaminación	Con deterioro o con deterioro importante por contaminación
	No presenta	No presenta	Puede presentar	Puede presentar	Puede presentar
Acuíferos	Acuíferos sobreexplotados	Acuíferos sobreexplotados	Acuíferos sobreexplotados	Acuíferos sobreexplotados	Acuíferos sobreexplotados
Comentarios	Sin limitantes leves ni severas	1-3 limitantes leves (no presenta erosión ni contaminación importante)	1-2 limitaciones severas y hasta 3 limitaciones leves	3 limitaciones severas y de 0-3 limitaciones leves	4 limitantes severas 0-1 limitantes leves

10 RESUMEN BIOGRÁFICO

Manuel Torres Barajas

Candidato para el grado de Doctor en Ciencias

Tesis: ECOLOGÍA DEL PAISAJE DE LA REGIÓN HIDROLÓGICA PRIORITARIA NO. 53 RÍO SAN JUAN Y RÍO PESQUERÍA (CONABIO), NUEVO LEÓN, MÉXICO

Campo de Estudio: Manejo y Administración de Recursos Vegetales

Datos Personales: Nacido en Monterrey, Nuevo León, México el 8 de Agosto de 1979, hijo de Manuel Torres Morales y Lourdes A. Barajas Martínez

Educación: Egresado de la carrera de Biólogo por parte de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León en 2001

Experiencia Laboral: Maestro de Asignatura de la Universidad Autónoma de Nuevo León desde 2007